

**UNTERSUCHUNGEN ÜBER DEN GEHALT AN
CADMIUM, BLEI UND QUECKSILBER
IN EIERN AUS VERSCHIEDEN
UMWELTBELASTETEN GEBIETEN**

Manfred Braun

1978



Digitized by the Internet Archive
in 2026

Aus dem Institut für Hygiene und Technologie der Lebensmittel
tierischen Ursprungs der Universität München
- Fachbereich Tiermedizin -
Lehrstuhl Prof. Dr. Dr. h. c. L. Kotter

Arbeit angefertigt unter Leitung von Prof. Dr. W. Kreuzer

UNTERSUCHUNGEN ÜBER DEN GEHALT AN CADMIUM, BLEI
UND QUECKSILBER IN EIERN AUS VERSCHIEDEN
UMWELTBELASTETEN GEBIETEN

Inaugural-Dissertation

zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
des Fachbereichs Tiermedizin der
Ludwig-Maximilians-Universität München

von

Manfred Braun

aus

Straubing

München 1978



Gedruckt mit Genehmigung des Fachbereichs Tiermedizin
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. H. Kräußlich

Referent: Prof. Dr. W. Kreuzer

Korreferent: Prof. Dr. H. Zucker

Tag der Promotion: 24. Februar 1978

DISSERTATIONS- UND FOTODRUCK FRANK oHG
8 München 2, Gabelsbergerstraße 15, Tel. 2 8 0 9 0 9 0

INHALTSANGABE

	Seite
I. EINLEITUNG	1
II. LITERATUR	2
1. Allgemeines	2
1.1 Cadmium	2
1.2 Blei	2
1.3 Quecksilber	3
2. Cadmium, Blei und Quecksilber in der Umwelt	5
2.1 Cadmium, Blei und Quecksilber in der Luft	5
2.2 Cadmium, Blei und Quecksilber im Wasser	6
2.3 Cadmium, Blei und Quecksilber im Boden	9
2.4 Cadmium und Blei in Boden und Pflanzen in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte	10
2.5 Cadmium, Blei und Quecksilber im Lebensmittel	13
3. Cadmium, Blei und Quecksilber im Körper von Mensch und Tier	14
3.1 Cadmium	14
3.2 Blei	17
3.3 Quecksilber	18
4. Cadmium, Blei und Quecksilber im Geflügel und Gelfügelei	20
4.1 Cadmium	20
4.2 Blei	24
4.3 Quecksilber	27
5. Genetische und umweltbedingte Einflüsse auf das Eigewicht	31
6. Gesetzliche Grenzwerte	32

III.	METHODIK	36
1.	Möglichkeiten des Aufschlusses von biologischem Material	36
1.1	Trockene Veraschung	36
1.1.1	Hochtemperaturveraschung	37
1.1.2	Kaltveraschung	37
1.2	Nasse Veraschung	38
2.	Quantitative Bestimmung von Cadmium, Blei und Quecksilber mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)	39
IV.	ENTNAHMEORTE UND PROBENMATERIAL	44
1.	Entnahmeorte	44
2.	Probenmaterial	46
V.	EIGENE METHODIK	51
1.	Vorbereitung der Proben	51
2.	Aufschluß der Cadmium-, Blei- und Quecksilberproben	51
2.1	Aufschluß der Eier für die Cadmiumbestimmung	51
2.2	Aufschluß der Eier für die Bleibestimmung	51
2.3	Aufschluß der Eier für die Quecksilberbestimmung	52
3.	Cadmium-, Blei- und Quecksilbermessung	53
3.1	Cadmium und Blei	53
3.2	Quecksilber	54
4.	Berechnung der Cadmium-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen	55
5.	Nachweisgrenze, Wiederfindungsrate und Reproduzierbarkeit	57

INHALTSANGABE

	Seite
I. EINLEITUNG	1
II. LITERATUR	2
1. Allgemeines	2
1.1 Cadmium	2
1.2 Blei	2
1.3 Quecksilber	3
2. Cadmium, Blei und Quecksilber in der Umwelt	5
2.1 Cadmium, Blei und Quecksilber in der Luft	5
2.2 Cadmium, Blei und Quecksilber im Wasser	6
2.3 Cadmium, Blei und Quecksilber im Boden	9
2.4 Cadmium und Blei in Boden und Pflanzen in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte	10
2.5 Cadmium, Blei und Quecksilber im Lebensmittel	13
3. Cadmium, Blei und Quecksilber im Körper von Mensch und Tier	14
3.1 Cadmium	14
3.2 Blei	17
3.3 Quecksilber	18
4. Cadmium, Blei und Quecksilber im Geflügel und Gelfügelei	20
4.1 Cadmium	20
4.2 Blei	24
4.3 Quecksilber	27
5. Genetische und umweltbedingte Einflüsse auf das Eigewicht	31
6. Gesetzliche Grenzwerte	32

	Seite
III. METHODIK	36
1. Möglichkeiten des Aufschlusses von biologischem Material	36
1.1 Trockene Veraschung	36
1.1.1 Hochtemperaturveraschung	37
1.1.2 Kaltveraschung	37
1.2 Nasse Veraschung	38
2. Quantitative Bestimmung von Cadmium, Blei und Quecksilber mittels Atom- absorptionsspektrometrie (AAS)	39
IV. ENTNAHMEORTE UND PROBENMATERIAL	44
1. Entnahmeorte	44
2. Probenmaterial	46
V. EIGENE METHODIK	51
1. Vorbereitung der Proben	51
2. Aufschluß der Cadmium-, Blei- und Quecksilberproben	51
2.1 Aufschluß der Eier für die Cadmiumbestimmung	51
2.2 Aufschluß der Eier für die Bleibestimmung	51
2.3 Aufschluß der Eier für die Quecksilberbestimmung	52
3. Cadmium-, Blei- und Quecksilber- messung	53
3.1 Cadmium und Blei	53
3.2 Quecksilber	54
4. Berechnung der Cadmium-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen	55
5. Nachweisgrenze, Wiederfindungsrate und Reproduzierbarkeit	57

	Seite
VI. ERGEBNISSE UND BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE	59
A. DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE	59
1. Cadmium im eßbaren Anteil des Eies	74
2. Blei im eßbaren Anteil des Eies	79
3. Cadmium- und Bleigehalte in Eiklar und Dotter	84
4. Quecksilber im eßbaren Anteil des Eies	86
B. BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE	88
1. Cadmium	89
1.1 Einfluß der Entnahmeorte	89
1.2 Einfluß der Entnahmetermine	91
1.3 Einfluß des Eigewichtes	96
1.4 Gehalt in Dotter und Eiklar	100
2. Blei	100
2.1 Einfluß der Entnahmeorte	100
2.2 Einfluß der Entnahmetermine	102
2.3 Einfluß des Eigewichtes	106
2.4 Gehalt in Dotter und Eiklar	110
3. Quecksilber	111
3.1 Einfluß des Eigewichtes	111
4. Abhängigkeit des Cd-, Pb- und Hg- Gehaltes voneinander	111
5. Abschätzung des Verzehrserisikos	113
5.1 Cadmium	113
5.2 Blei	116
5.3 Quecksilber	118

	Seite
VII. DISKUSSION	119
1. Cadmium	120
1.1 Einfluß der Entnahmeorte	120
1.2 Einfluß der Entnahmetermine	123
1.3 Einfluß des Eigewichtes	124
1.4 Gehalt in Dotter und Eiklar	125
2. Blei	126
2.1 Einfluß der Entnahmeorte	126
2.2 Einfluß der Entnahmetermine	128
2.3 Einfluß des Eigewichtes	130
2.4 Gehalt in Dotter und Eiklar	131
3. Quecksilber	132
3.1 Einfluß des Eigewichtes	132
4. Abhängigkeit des Cd-, Pb- und Hg- Gehaltes voneinander	133
5. Abschätzung des Verzehrserisikos	135
5.1 Cadmium	135
5.2 Blei und Quecksilber	136
VIII. ZUSAMMENFASSUNG	138
IX. SUMMARY	141
X. LITERATURVERZEICHNIS	144

I. EINLEITUNG

Aus Japan, Kanada und Skandinavien wurde über zahlreiche, zum Teil tödlich verlaufende Vergiftungen durch schwermetallhaltige Lebensmittel berichtet. Als Ursache wurden immer wieder Cadmium, Blei und Quecksilber genannt. Diese Schwermetalle zählen gegenwärtig mit zu den bedeutendsten Umweltvergiftern. In der Arbeitsmedizin ist ihre akute Toxizität seit langem bekannt, dagegen noch wenig über ihre Langzeitwirkung bei Mensch und Tier.

Die Kontamination von Lebensmitteln und ihre Bedeutung für eine Langzeitintoxikation wurde erst in letzter Zeit u. a. auch in der BRD systematisch untersucht.

Bisherige Untersuchungen zeigten, daß besonders in Pflanzen, aber auch in Lebensmitteln tierischen Ursprungs aus verkehrsexponierten Gebieten im allgemeinen beachtlich höhere Pb- und Cd-Gehalte nachgewiesen werden konnten als aus verkehrsarmen Gegenden.

Aufgabe der vorliegenden Arbeit war es, den Cd-, Pb- und Hg-Gehalt von Eiern aus verkehrsnahen und -fernen Gebieten Bayerns in Abhängigkeit von Verkehrsexposition und gewissen ökologischen Faktoren zu untersuchen. Sie sollte auch Anhaltspunkte für die Festsetzung realer, zulässiger Höchstmengen an Cd, Pb und Hg in Eiern liefern.

Aus diesen Gründen wurden Eier aus Schellneck, einem stark verkehrsbelasteten Ort an der Autobahn München-Ingolstadt, aus Bonholz, einem verkehrsarmen Einödhof im Bayerischen Wald und von einer Eierfarm in Niederding, Raum Erding, auf ihren Cd-, Pb- und Hg-gehalt untersucht.

II. LITERATUR

1. Allgemeines

1.1 Cadmium

Cd mit einem mittleren Atomgewicht von 112,40 und der Ordnungszahl 48 ist ein silberweißglänzendes, geschmeidiges Metall. Entsprechend seiner Stellung in der zweiten Nebengruppe des Periodensystems ist es in seinen einfachen Verbindungen zweiwertig; doch sind auch eine Reihe von komplizierten Additionsverbindungen bekannt.

Es wurde 1817 von dem Göttinger Professor Stromeyer im Zinkoxid entdeckt und Cadmium (von Cadmeia fornacum = Ofenbruch) genannt. In der Natur kommt es in höheren Konzentrationen hauptsächlich in Cadmiumblende (CdS), Cadmiumcarbonat (CdCO_3) und Cadmiumoxid (CdO), zumeist zusammen mit anderen Metallen wie Blei, Arsen und Zink vor. Aus deren Erzen kann es durch mehrmalige Destillation oder durch Elektrolyse gewonnen werden (122).

Im Jahre 1969 betrug die Weltproduktion an Cadmium 17.000 t, davon wurden allein in der BRD 800 t produziert (108). Cadmium findet in der Zahnmedizin als Cd-Amalgam zur Herstellung von Plomben, in der Galvanotechnik als Korrosionsschutz, bei der Fabrikation alkalischer Stahllakkumulatoren, als Zusatz zu leichtschmelzenden Legierungen wie z. B. im LIPOWIT'schen und WOOD'schen Metall, als lichtbeständiger Farbstoff und zur Absorption langsamer Neutronen in Kernreaktoren Verwendung (33).

1.2 Blei

Pb (lat.: "plumbum") ist ein graues, an frischen Schnittflächen bläulichweißglänzendes Metall mit der Ordnungszahl 82 und dem Atomge-

wicht 207, 2. Es steht in der vierten Hauptgruppe des Periodensystems. Seine stabilen Isotope sind Endprodukte der 3 natürlichen radioaktiven Zerfallsreihen (Uran- ^{206}Pb , Thorium- ^{208}Pb , Actinium- ^{207}Pb).

Chemisch kann Pb 2- und 4-wertig auftreten. Am häufigsten und beständigsten unter den Pb-Derivaten sind die 2-wertigen Pb-Verbindungen. Das bei weitem wichtigste Bleierz stellt neben Weißbleierz (PbCO_3), Rotbleierz (PbCrO_4), Gelbbleierz (PbMoO_4) der Bleiglanz (PbS) dar (122).

Die Weltproduktion an Blei belief sich 1970 auf 4,0 Mio. t (108). In reiner Form wird es nur in geringem Umfang verarbeitet. Meist findet es legiert mit anderen Metallen als Flintenschrot, Lager-, Schrift- und Bahnmittel Verwendung. Blei zählt zu den billigeren Gebrauchsmetallen und eignet sich besonders zur Herstellung von Behältern und Rohren, zur Kabelummantelung, im Akkumulatorenbau, zur Fabrikation von Pigmenten und Bleitetraäthyl. Im Strahlenschutz wird es zur Absorption von Röntgen- und Gammastrahlen eingesetzt.

1.3 Quecksilber

Hg (griech.: "hydrargyrum" = Wassersilber) ist ein schweres silberweißes Metall der zweiten Nebengruppe des Periodensystems, mit der Ordnungszahl 80 und dem Atomgewicht 200,61 (121). Das seit dem Mittelalter bekannte Quecksilber, dessen Name sich vermutlich von "quick = lebendig" und dem silberähnlichen Metallglanz, von der alten Bezeichnung "Lebendes Silber" ableitet, nimmt durch seine spezifischen, physikalischen Eigenschaften unter den Metallen eine Sonderstellung ein. Als einziges ist es bei Zimmertemperatur flüssig und aufgrund seines relativ hohen Dampfdruckes flüchtig (110). Quecksilber wird in Form des Zinnober-Erzes in großen Mengen abgebaut und dann zu metallischem Quecksilber oder seinen anorganischen (Sublimat) und organischen Verbindungen (Methylquecksilber) weiterverarbeitet (35).

Vorgedr. 1. u. 2. kleine Perioden	1	0	n	1	Periodensystem der Elemente																						Vorzeichen	Nr. der Verhältnis- reihen	Tenden		
		1	0	H																											
	2	2	3	4																											
	3	He	Li	Be																											
1. u. 2. große Perioden	4	4,003	6,940	9,013																											
		10	11	12																											
	5	Ne	Na	Mg																											
		20,183	22,991	24,32																											
1. und 2. kleine P.		0	Ia	IIa	IIIa	IVa	Va	VIa	VIIa	VIII						IB	IIb	IIIb	IVb	Vb	VIb	VIIb									
	18	19	20	21	22	23	24	25	26	27	28	29	30	31	32	33	34	35	36												
	Ar	K	Ca	Sc	Ti	V	Cr	Mn	Fe	Co	Ni	Cu	Zn	Ga	Ge	As	Se	Br													
	39,944	39,100	40,08	44,96	47,90	50,95	52,01	54,94	55,85	58,94	58,71	63,54	65,38	69,72	72,60	74,91	78,96	79,916													
1. und 2. große P.		36	37	38	39	40	41	42	43	44	45	46	47	48	49	50	51	52	53												
	Kr	Rb	Sr	Y	Zr	Nb	Mo	Tc	Ru	Rh	Pd	Ag	Cd	In	Sn	Sb	Te	J													
	83,80	85,48	87,63	88,92	91,22	92,91	95,95	99	101,1	102,91	106,4	107,86	112,41	114,82	118,70	121,76	127,61	126,91													
		54	55	56	57	72	73	74	75	76	77	78	79	80	81	82	83	84	85												
1. und 2. kleine P.	6	X	Cs	Ba	La	Hf	Ta	W	Re	Os	Ir	Pt	Au	Hg	Tl	Pb	Bi	Po	At												
	86	87	88	89																											
7	Rn	Fr	Ra	Ac																											
	222	223	226,05	227																											
Lanthaniden (Elemente 58-71) Actiniden (Elemente 90-95)																															
58 Ce 140,13 59 Pr 140,92 60 Nd 144,27 61 Pm 145 62 Sm 150,35 63 Eu 152,0 64 Gd 157,26 65 Tb 158,93 66 Dy 162,51 67 Ho 164,94 68 Er 167,27 69 Tm 168,94 70 Yb 173,04 71 Lu 174,99																															
90 Th 232,05 91 Pa 231 92 U 238,07 93 Np 237 94 Pu 242 95 Am 243 96 Cm 247 97 Bk 249 98 Cf 251 99 Es 255 100 Fm 257 101 Mv 256																															

2. Cadmium, Blei und Quecksilber in der Umwelt

Cadmium, Blei und Quecksilber sind als ubiquitäre Spurenelemente anzusehen. Sie konnten, seit ausreichend empfindliche Analysenmethoden zur Verfügung stehen, in fast allen Proben unbelebter und belebter Materie nachgewiesen werden.

2.1 Cadmium, Blei und Quecksilber in der Luft

Neben vielen anderen Schadstoffen gelangen Cadmium, Blei und Quecksilber als Bestandteile industrieller Emissionen auch in die Luft und damit in die Umwelt des Menschen. In den USA betrug die jährliche Emission von Cadmium aus metallurgischen Prozessen 1,000 t. Ebensoviel wurde bei der Abfallverbrennung freigesetzt (108). In der Luft werden erhöhte Cadmiumkonzentrationen vor allem in der Nähe Zngewinnender und -verarbeitender Betriebe anzutreffen sein, da Zink und Cd in der Regel miteinander vergesellschaftet in der Natur vorkommen. Höhere Gehalte an Cd, Pb und Hg in der Luft sind dort zu erwarten, wo fossile Brennstoffe wie Kohle, Öl, Holz, Papier und organische Abfälle verbrannt werden (78). Unter anderem hat der Zusatz von Bleiverbindungen, als Antiklopfmittel zu Benzin, wesentlich zur Bleikontamination der Umwelt mit beigetragen. Treibstoffe können neben Blei auch relativ viel Cadmium (Dieselöl und Heizöl 0,07 - 0,53 ppm Cd (90)) enthalten. Tatsächlich wurden in der Nähe von Verkehrswegen in Luft, Boden und Pflanzen in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte auch erhöhte Cd-Gehalte nachgewiesen (88, 89, 126). Einige Daten über Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte in der Luft sind in Tabelle 1 zusammengestellt.

TABELLE 1:

Übersicht über Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte in der Luft

Element	Land	Bereich	$\mu\text{g}/\text{m}^3$	Literatur
<u>Cd:</u>	BRD	ländlich	0.0015	30
	S	Akkumulato- renfabrik	0.1 - 0.5	141
	USA	ländlich	0.0004 - 0.026	108
	USA	städtisch	0.002 - 0.37	108
<u>Pb:</u>	USA	ländlich	0.002 - 0.15	108
	USA	städtisch	0.1 - 2.3	108
<u>Hg:</u>	S, N, SF	städtisch	0.02	ANONYM

2.2 Cadmium, Blei und Quecksilber im Wasser

Über den Verbleib von toxischen Schwermetallen aus dem industriellen, landwirtschaftlichen und häuslichen Bereich ist nur sehr wenig bekannt. Neben einer Anreicherung in Luft und Boden gelangt ein erheblicher Teil in unsere Fließgewässer und mit ihnen auch in die Weltmeere. Allerdings erfolgt ihre Verteilung in den Meeren nicht gleichmäßig. Nord- und Ostsee mit ihren geringen Tiefen und ihrem langsamen Wasseraustausch mit dem Atlantik sind stärker verunreinigt als die Ozeane (38). Besonders gefährdet erscheinen auch langsam fließende Flüsse und stehende Gewässer. Ihr Gehalt an Schwermetallen hängt dabei stark von der geographischen Lage, der geologischen Situation und der Nähe industrieller Unternehmen ab (131). Zum Anstieg der Hg-Gehalte in Gewässern tragen vor allem die chemische Industrie, insbesondere die Abwässer der Chlor-

alkali- und Kunststoffindustrie bei. Die prolongierte Wirkung einer einmaligen Quecksilberkontamination wird außer der direkten Anreicherung von Methylquecksilber in Sedimenten in noch stärkerem Maße der Umwandlung anorganischen Quecksilbers in Methylquecksilber angelastet. Sie kann sowohl chemisch als auch mikrobiell verursacht sein (95).

REICHENBACH-KLINKE schlägt vor, den Fisch als "Indikator der Umwelt" für Schadstoffe, u. a. auch Schwermetalle, zu verwenden und ihre Anreicherung im Fisch als Maß für die Belastung der Gewässer zu betrachten (120). BANAT, FÖRSTNER und MÜLLER sehen den Schwermetallgehalt toniger Sedimente in Flüssen als geeigneten Gradmesser zur Erkennung der Belastung eines Fließgewässers mit Schwermetallen an (11). Tabelle 2 informiert über die durchschnittlichen Gehalte an Cd, Pb und Hg in der Tonfraktion von Sedimenten aus Fließgewässern im Bereich der BRD. Zum Vergleich sind in der Tabelle auch die Cd-, Pb- und Hg-Durchschnittswerte toniger Sedimentgesteine und deren Anreicherungsfaktoren mit aufgeführt. Der Anreicherungsfaktor gibt an, um wieviel Cd, Pb und Hg in der Tonfraktion der Flußsedimente gegenüber dem Durchschnittswert toniger Sedimentgesteine angereichert werden.

TABELLE 2:

Schwermetallgehalte (ppm) in der Tonfraktion von Sedimenten aus Fließgewässern der BRD (11)

Gewässer	Cd	Pb	Hg
Rhein	9	251	6,3
Main	12	218	5,0
Neckar	37	221	1,1
Donau	14	156	1,5
Ems	10	112	4,4
Weser	14	241	2,3
Elbe	21	430	7,6
tonige Sedimentgesteine	0,3	20	0,4
Anreicherungsfaktor	100	20	20

Wasserleitungen, metallene Behälter und Armaturen können ebenfalls Schwermetallionen an das Trinkwasser abgeben. Leitungswasser aus galvanisierten Eisenrohren weist in der Regel neben Eisen- und Zinkionen auch mehr Cadmium als Grund- und Oberflächenwasser auf. Bleirohrleitungen verursachen nicht selten erhebliche Bleigehalte im Trinkwasser. Sie führten 1886 in Dessau und 1930 in Leipzig bei Menschen sogar zu gesundheitlichen Störungen. In Berlin wies Wasser aus der Hälfte der Häuser mit Bleirohren eine über dem zulässigen Grenzwert von 0,1 mg Pb/l liegende Pb-Konzentration auf, wenn das Wasser z. B. über Nacht 12 Stunden im Rohr gestanden hatte. In Einzelfällen konnte bis 0,28 mg Pb/l nachgewiesen werden (94). Tabelle 3 vermittelt eine Übersicht über in der Literatur angegebene Cadmium-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen in Wasser verschiedener Herkunft.

TABELLE 3:

Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte im Wasser

Element	Land	Wasser	ppm	Literatur
<u>Cd:</u>	BRD	Ostsee	0.0005	38
	BRD	Leitungswasser	0.002	131
	SF	Meer	0.0001-0.0007	64
	SF	Fluß, belastet	0.005-0.01	64
	USA	Quelle	< 0.00006	131
	USA	Fluß	0.00009	131
	USA	Fluß, belastet	0.00037	131
	JAP	Fluß	0.001	74
	JAP	Fluß, belastet	0.01 - 12.1	74
<u>Pb:</u>	BRD	Leitungswasser	0.28	94
	BRD	" , belastet	0.01	94
<u>Hg:</u>	BRD	Nordsee	< 0.003	140
	UDSSR	Fluß	< 0.0028	62
	UDSSR	Meer	0.0007 - 0.002	61
	JAP	Meer	0.0001	61

2.3 Cadmium, Blei und Quecksilber im Boden

Art und Grad der Schwermetallkontamination unserer Böden hängen u. a. von ihrer Zusammensetzung, dem Anteil an organischer Substanz, der geographischen Lage und den Umwelteinflüssen ab. Der natürliche Bleigehalt in Böden resultiert im wesentlichen aus deren Gehalt an Feldspat. Aufgrund eines ähnlichen Ionenradius kann Pb^{++} im Silikatkristallgitter der Feldspäte Cd^{++} teilweise vertreten. Nach SWAINE beläuft sich der Cd-Gehalt in der Lithosphäre auf 0,18 ppm (142).

Pb und Cd gelangen auch durch Auslaugen von Erz- und Abraumhalden oder aus Zink-, Blei- und Cadmiumhütten mit Niederschlägen in den Boden (171). Überall dort, wo der Zinkgehalt im Boden wie in den sogenannten Galmeiböden erhöht ist, muß in Böden auch mit höheren Cadmiumkontaminationen gerechnet werden (72). SCHRÖDER und Mitarbeiter wiesen nach, daß phosphorhaltige Dünger beachtliche Cadmiummengen enthalten können. Düngen mit ihnen kann in kultivierten Böden zu einer deutlichen Erhöhung im Cd-Gehalt führen (132).

Cadmiumsalze besitzen eine ähnlich fungizide Wirkung wie Quecksilber und seine Verbindungen. Man macht sie sich bei Pflanzenschutzmitteln zunutze (100, 163). In der BRD sind jedoch Pflanzenschutzmittel mit Cadmiumzusätzen seit dem 15. 5. 1971 verboten.

Im Staate Utah, USA, zeigte sich in genau abgegrenzten Bezirken unterschiedlicher geographischer Lage und Entfernung zu industriellen Einrichtungen ein hochsignifikanter Zusammenhang zwischen den Cd-Gehalten von Böden und Pflanzen (133). Eine Abhängigkeit der Cd-Gehalte einheimischer Squirrels vom Cd-Gehalt der Futterpflanzen war jedoch nicht nachweisbar. Bei Blei fehlte jegliche Korrelation (133).

STOCK et al. analysierten schon 1934 badische Gesteine und Böden auf ihre Quecksilbergehalte (140). STOCKs Ergebnisse sowie weitere, in der Literatur angegebene Cd-, Pb- und Hg-Gehalte in Böden unterschiedlicher Beschaffenheit vermittelt Tabelle 4.

TABELLE 4:

Cadmium-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen in Böden

Element	Land	Boden	ppm	Literatur
<u>Cd:</u>	BRD	Ackerboden	0.01 - 1.0	72
	SF	Moorboden	3.0 - 30.0	72
	UDSSR	Ackerboden	0.01 - 0.2	72
	UDSSR	Nickellagerstätten	1.7 - 45	72
	USA	Ackerboden	n. n. - 0.06	108
	JAP	Reisfelder	1.0 - 52.5	171
<u>Pb:</u>	BRD	Ackerboden	5 - 100	108
	BRD	Autobahnrand	130 - 147	51
	BERLIN	Verkehrsinsel	6.4 - 36.5	73
	SCHOTTL.	unkultivierter Boden	20 - 30	143
	UDSSR	Podsolböden	1 - 11	124
	USA	Ackerboden	10	108
	USA	Autobahnrand	128 - 700	137
<u>Hg:</u>	BRD	Waldboden	0.03 - 0.081	140
	BRD	Lehmboden	0.03 - 0.034	140
	S	Ackerboden	0.07	2
	S	kontaminierter Boden	0.92	2

2.4 Cadmium und Blei in Boden und Pflanzen in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte

Neben industriellen Emissionen, Pflanzenschutzmitteln und Abwässern tragen in der Nähe von Verkehrswegen hauptsächlich die Kraftfahrzeugabgase zur Verunreinigung von Böden und Pflanzen und den dort gewonnenen

Lebensmitteln mit Blei und auch mit Cadmium bei. Böden und Pflanzen unmittelbar entlang stark befahrener Verkehrswege sind davon besonders stark betroffen.

Untersuchungen von Böden und Pflanzen auf ihren Cadmiumgehalt in Abhängigkeit von Verkehrslage und Jahreszeit wurden von mehreren Autoren veröffentlicht. Nach Arbeiten von SANSONI (126) scheint der Cadmiumgehalt der Pflanzen von der Verkehrslage weitgehendst unabhängig zu sein. LAGERWERFF und SPECHT (88, 89) kamen dagegen zu dem Ergebnis, daß der Cadmiumgehalt in Böden und in den Pflanzen beiderseits unterschiedlich frequentierter Verkehrswege in Abhängigkeit von der Verkehrsdichte ansteigt. Die folgende Tabelle verdeutlicht diesen Zusammenhang.

TABELLE 5:

Cadmiumgehalte der Probe in ppm (LAGERWERFF und SPECHT (89))

Entfernung vom Ver- kehrsweg	Entnahmestellen A, B, C, D der trockenen <u>Bodenprobe</u> Entnahmetiefe: 0 - 5 cm				Entnahmestellen A, B, C, D der <u>Grasprobe</u>			
	A	B	C	D	A	B	C	D
8 m	1.45	0.94	0.90	1.82	0.95	0.75	0.49	0.74
16 m	0.40	0.68	0.77	1.51	0.73	0.63	0.37	0.49
32 m	0.22	0.24	0.68	1.02	0.50	0.48	0.25	0.26

A, B, C und D = Entnahmestellen unterschiedlicher Verkehrsbelastung

SANSONI (126), LAGERWERFF und SPECHT (88), SOMMER, ROSOPOLO und KLEE (139) sowie BOEHNKE (18) berichten über Bleigehalte in Grünlandwuchs und Böden in verschiedener Entfernung von Straßen unterschiedlicher Verkehrsdichte. Sie fanden bei Pflanzen in unmittelbarer Straßennähe im allgemeinen um ein Vielfaches höhere Pb-Gehalte als in verkehrs-

fernen Gebieten. Die Bleigehalte der Bewuchsproben lagen um 3 - 4 Größenordnungen höher als ihre Cd-Gehalte (126).

MITCHELL und REITH (106) sowie SOMMER et al. (139) stellten bei Pflanzen zudem eine jahreszeitliche Schwankung ihres Bleigehaltes fest. MITCHELL et al. ermittelten in ihnen im Frühjahr die geringsten, im Spätherbst bedeutend höhere und im Spätwinter die höchsten Bleigehalte. Pflanzen wiesen zu diesem Zeitpunkt z. T. das 100-fache ihrer Pb-Gehalte zu Vegetationsbeginn auf. Im autobahnnahen Wiesenaufwuchs konnten SOMMER et al. die höchsten Bleigehalte kurz vor dem zweiten Schnitt, die niedrigsten im Nachwuchs unmittelbar nach dem ersten Schnitt nachweisen. Der Bleigehalt des in vollem Wachstum befindlichen ersten Aufwuchses lag dazwischen. Niedrigere Gehalte und geringere Unterschiede wiesen Grasproben aus der Nähe wenig befahrener Straßen auf. Pb-Gehalte zu verschiedenen Zeiten an gleicher Stelle entnommener Pflanzenproben machen deutlich, daß neben Verkehrsdichte und Entfernung von der Fahrbahn noch weitere Faktoren wie Expositionsdauer, Wachstumsgeschwindigkeit, Niederschlagsgehalt und -intensität sie maßgeblich beeinflussen. SOMMER et al. beobachteten auch bei zur gleichen Zeit am gleichen Ort entnommenen Gräsern bemerkenswerte Unterschiede im Bleigehalt. Sie erklären diese Unterschiede mit der nur kutanen Pb-Kontamination der untersuchten Pflanzen. Die von SOMMER et al. im Grünlandaufwuchs in verschiedener Entfernung von Straßen unterschiedlicher Verkehrsdichte ermittelten Bleigehalte sind aus Tabelle 6 detaillierter ersichtlich.

TABELLE 6:

Bleigehalte von Grünlandaufwuchs in verschiedener Entfernung von Straßen unterschiedlicher Verkehrsdichte (SOMMER et al. (139))

Entfernung vom Fahrbandrand	mg Pb/kg TS		
	Autobahn	Bundesstraße	Staatsstraße
1 m	44	42	4.5
10 m	13	12	6.0
50 m	11	2.5	2.5

2.5 Cadmium, Blei und Quecksilber im Lebensmittel

Die Gehalte einzelner Lebensmittel an Cd, Pb und Hg schwanken erheblich. Viele Lebensmittel enthalten im allgemeinen weniger als 0,05 ppm Cadmium (Frischgewicht), Innereien, besonders Nieren wegen ihres Speichervermögens aber z. T. bedeutend höhere Konzentrationen (78). Ebenso weisen Muscheln, Krebse, Schellfische, Erdnüsse, Tabak und bestimmte Getreidearten beachtliche Cadmiumgehalte auf (16, 119, 128, 131). Die durchschnittliche tägliche Cadmiumaufnahme wird für den Menschen in der BRD mit 50 µg/Tag angegeben (30).

Innereien, und hier insbesondere Nieren und Leber, beinhalten im allgemeinen auch bedeutend mehr Blei als andere Lebensmittel tierischer Herkunft, insbesondere Muskelfleisch. Wie bei Cd kann auch bei Blei ein Übergang aus Bedarfsgegenständen auf Lebensmittel nicht ausgeschlossen werden. Die tägliche Bleiaufnahme des Menschen aus den verschiedenen Quellen schätzt man in der BRD auf maximal 500 µg (92).

Zu den Lebensmitteln mit relativ hohen Quecksilbergehalten zählen vor allem Fische, Crustaceen und Meeressäugetiere (140). Bei Fischen besteht sogar ein signifikanter Zusammenhang zwischen der Größe bzw. dem Alter und ihrer Kontamination mit Hg (95, 112, 167). Je größer oder älter ein Fisch, desto mehr Hg enthält er.

Pflanzliche Nahrungsmittel, Obst, Kartoffeln enthalten in der Regel nur sehr geringe Quecksilberkonzentrationen. Das gleiche trifft auch für Fleisch und Milch zu, die unter Lebensmitteln tierischer Herkunft die geringsten Konzentrationen an Pb und Cd aufweisen. Die mittlere orale Quecksilberaufnahme des Menschen beträgt 15 µg pro Person und Tag (140). Eine Übersicht über Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte in Lebensmitteln deutscher Herkunft gibt Tabelle 7.

TABELLE 7:

Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte (in ppm Fg) in Lebensmitteln tierischen Ursprungs (ohne Geflügel und Eier (s. Tabellen 8 mit 10)) deutscher Herkunft

Nahrungsmittel	Cd	Lit.	Pb	Lit.	Hg	Lit.
<u>Rind:</u>						
Fleisch	< 0.050	78	< 0.05	82	< 0.025	78
Leber	0.065	78	0.15	82	0.013	164
Nieren	0.360	78	0.31	82	0.067	164
<u>Schwein:</u>						
Fleisch	0.038	78	0.13	78	0.025	78
Leber	0.217	78	0.29	78	0.046	78
Nieren	1.040	78	0.21	78	0.155	78
<u>Fisch:</u>	0.081	85	0.14	92	0.020	115
<u>Trinkmilch:</u>	0.077	85	0.28	92	0.002	140

3. Cadmium, Blei und Quecksilber im Körper von Mensch und Tier

3.1 Cadmium

Cadmium gilt gegenwärtig als eines der gefährlichsten Umweltgifte. Schon relativ geringe Mengen bewirken im Tierversuch bei verschiedenen Tierarten erhebliche Ausfallserscheinungen. Im Vergleich zu den meisten Tieren ist der Mensch jedoch aufgrund seiner langen Lebenserwartung wesentlich länger einer Cd-Kontamination ausgesetzt. Nahrungsmittel spielen dabei eine wesentliche Rolle.

Als Kumulationsgift reichert sich Cadmium im Laufe des Lebens in den meisten Organen an. Während der Organismus des Neugeborenen kein oder kaum Cadmium enthält (37, 52, 131) - die Plazenta hemmt den Übergang von Cd aus dem mütterlichen Organismus in den Foetus stark (4, 17, 43, 105) -, wird es bei Tier und Mensch mit zunehmendem Alter vor allem in Nieren, Leber, Milz, Pankreas, Plazenta, Schilddrüse, Hoden und in Haaren bzw. Federn angetroffen (4, 151). Die höchsten Cd-Gehalte weisen Nieren und Leber auf. Die Nieren enthalten im Organismus in der Regel die höchsten Cd-Gehalte überhaupt (5, 37, 131, 151). KREUZER et al. wiesen nach, daß beim Einzeltier zwischen den Cd-Gehalten in Nieren, Leber und Fleisch eine enge Korrelation besteht (84) und ältere Tiere in der Regel in Nieren und Leber auch höhere Cd-Gehalte aufweisen als jüngere (80). In der Niere werden die höchsten Cadmiumgehalte in der Nierenrinde gefunden. Cd ist dort an Metallothionein, ein niedermolekulares Thiolprotein, mercaptidartig gebunden (39, 109, 157, 168). Im Metallothionein der menschlichen Niere wurden bis zu 4,2 % Cadmium ermittelt (114). Metallothionein ist im Organismus für die Resorption, den Transport und für die Ausscheidung des Cadmiums von Bedeutung (33).

Beim Menschen beträgt die Resorptionsrate für Cd im Magen-Darm-Kanal 6 %. Die Ausscheidungsraten in Urin und Kot sind nur gering (114). Für Urin wird sie mit 1 µg Cd/Tag angegeben. Die nur minimale Ausscheidung von Cd im Urin erklärt man mit der extrem hohen Affinität des Cadmiums zu den SH-Gruppen in Aminosäuren. Bei Erreichen eines Cadmiumgehalts von 200 - 300 ppm (Frischgewicht) in der Nierenrinde kommt es zu Störungen der Nierenfunktion, als deren Folge der Cadmiumgehalt im Harn sprunghaft ansteigt; gleichzeitig ist eine Proteinurie zu beobachten (7, 19, 32). Größere Cadmiummengen im Organismus beeinflussen außerdem den Mineralstoffhaushalt. Sie sollen mäßige Störungen im Eisen-, Phosphor- und Calciumhaushalt und stärkere im Kupfer- und Zinkstoffwechsel des Körpers hervorrufen (4, 158). Ferner beeinträchtigen sie offenbar das Reaktionsvermögen zink- und sulfhydrylhaltiger Fermente,

geben zu Störungen im Kohlehydratstoffwechsel Anlaß und hemmen Carboxypeptidasen, Amino-peptidasen und die Angiotensinase (158).

Akute Cadmium-Vergiftungen sind bis jetzt beim Menschen, von wenigen Ausnahmen bei beruflich exponierten Personen abgesehen, nicht bekannt geworden. Die Initialsymptome können nach oraler oder aerogener Aufnahme des Giftes einige Minuten bis einige Stunden später beobachtet werden. Sie äußern sich in Husten, Übelkeit, Schwindelanfällen, Schmerzen in der Magengegend, Durchfällen, stundenlangem heftigem Erbrechen, Krampfanfällen und Kollaps. Nach etwa zehn bis zwölf Stunden setzen in schweren Vergiftungsfällen heftige Dyspnoeanfälle mit Brustschmerzen ein, die sich unter qualvollen Hustenanfällen und augenfälligem Luft-hunger zur Orthopnoe und Zyanose steigern. Hinzu kommen Blutbrechen, Blutharnen und blutige Durchfälle (14). Pathologisch liegen im Endstadium meist eine hämorrhagische Gastroenteritis und Bronchopneumonie vor. Nach Angaben von MOESCHLIN führt die kurzzeitige perorale Aufnahme von 30 bis 40 mg Cadmium beim Menschen bereits zum Tod (107).

Bei chronischen Cadmium-Intoxikationen des Menschen nennt BAADER als Kardinalsymptome Cadmiumschnupfen, gelben Cadmium-Saum an den Zahnhälsen, Verminderung des Geruchsvermögens und Proteinurie (8). Als weitere spezifische Symptome werden chronische Bronchitiden (69, 91), cardiovaskuläre Erkrankungen (74, 101, 117) sowie Hoden-schäden (116) beschrieben.

Von einem völlig anders gearteten Krankheitsbild, der ITAI-ITAI-Krankheit, wird aus Japan berichtet. Bei ihr handelt es sich um eine chronische Cadmiumvergiftung, bedingt durch bis zu 30-jähriger Aufnahme von cadmiumhaltiger Nahrung, vor allem Reis und Trinkwasser. Sie war bei der Bevölkerung des Kanasabe-Gebietes entlang des Jintsuflusses aufgetreten. Niederschläge hatten aus den Abraumhalden eines stillgelegten Zinkbergwerkes 30 km oberhalb der betroffenen Ortschaften Cd ausgewaschen und in den Fluß eingeschwemmt. Die Dorfbewohner entnahmen ihm ihr Trink-

und Brauchwasser. Außerdem bewässerten sie damit Reisfelder und Gemüsegärten. Die ständige Cadmiumaufnahme in Trinkwasser und Nahrung führte bei diesen Menschen aufgrund eines irreversiblen Austausches von Calcium im Knochen gegen Cadmium allmählich zu einer Reduzierung des Ca-Gehaltes im Skelett. Sie bewirkte eine Erweichung der Knochen; Verkümmierungen der Wirbelsäule waren nicht selten die Folge.

3.2 Blei

Blei ist wie Cadmium und Quecksilber ein kumulatives Gift, das sich bevorzugt im Knochen, aber auch in der Leber und den Nieren anreichert. DINMAN stellte beim Menschen mit steigendem Alter eine Pb-Zunahme in den Organen fest (28), BARRY hingegen nur während des ersten Lebensjahrzehnts. Zu einem späteren Zeitpunkt konnten keine nennenswerten Pb-Einlagerungen mehr beobachtet werden (13).

Blei beeinträchtigt die Porphyrinsynthese durch Hemmung mehrerer an ihr beteiligter Fermente. Es hemmt u. a. die α -Aminolaevulinsäuredehydrogenase, die Koproporphyrindecaboxylase und die Ferrochelatase. Die Aminolaevulinsäuredehydrogenase ist an der Hämoglobinsynthese beteiligt. In den Vorstufen der roten Blutkörperchen katalysiert sie die Bildung von Porphobilinogen aus Aminolaevulinsäure. Eine Pb-bedingte Hemmung der Aminolaevulinsäuredehydrogenase gibt sich deshalb durch eine erhöhte Ausscheidung an Aminolaevulinsäure im Harn zu erkennen. Er enthält gleichzeitig auch vermehrt Koproporphyrin.

Nach erhöhter Bleiaufnahme, sei es durch Nahrung oder Atemluft, steigen der Blei-Blutspiegel und der Bleigehalt der Leber an. Bei Bleikonzentrationen von 0.5 - 0.8 mg/kg im Blut muß mit den ersten Symptomen einer akuten Pb-Intoxikation gerechnet werden (35). Es zeigen sich Müdigkeit, Schlaflosigkeit und Verstopfung. Die Zahl der roten Blutkörperchen nimmt

ab. Spasmen der Blutgefäße, Anzeichen von Anämie mit Koliken und Nervenentzündungen stellen sich ein. Allgemeine Schwächezustände und Gewichtsverluste treten auf. Wird die Bleiaufnahme nicht unterbunden, kommt es zur larvierten Bleivergiftung. Auswirkungen auf die Psyche, z.B. Antriebslosigkeit, Ekel, Gefühlsverarmung, Schwachsinn und Kriminalität sind für sie kennzeichnend. Klinisch können Händezittern, Verwirrungszustände, Erregungszustände und Halluzinationen beobachtet werden. Bei Kindern führen derartig schwere Vergiftungserscheinungen häufig zu bleibenden geistigen Entwicklungsstörungen.

Kennzeichnend für eine chronische Bleivergiftung sind ein gelber Bleisaum des Zahnfleisches, Veränderungen der roten Blutkörperchen, Darmkoliken, Gelenk- und Rückenschmerzen (108). Eine weitere latente Gefahr resultiert aus der Deponierung des Bleis in den Knochen. Dort abgelagertes Blei kann durch Belastungszustände körperlicher und seelischer Art plötzlich remobilisiert werden, in den Kreislauf gelangen und zu akuten Bleivergiftungen führen (159). Als Spätschaden einer Akkumulation des Bleis, besonders in der Nierenrinde, kann sich eine Schrumpfniere entwickeln.

3.3 Quecksilber

Organische Quecksilberverbindungen gelten trotz allgemein geringerer Toxizität aufgrund ihrer größeren Löslichkeit und höheren Resorptionsrate im Darm für toxischer als die an sich giftigeren anorganischen Salze. Für Methylquecksilber, einer der für Mensch und Tier gefährlichsten Quecksilberverbindungen überhaupt, wurden Resorptionsraten zwischen 59 und 95 % und biologische Halbwertszeiten von 72 bis 81 Tagen ermittelt; für anorganisches Quecksilber hingegen werden 42 bzw. sogar nur 10 Tage angegeben (113). Die unterschiedliche Wirkung organischer Quecksilberverbindungen beruht auf ihren verschiedenen chemischen Konfigurationen (36). Hg-Verbindungen verursachen aufgrund ihrer ausgeprägten Affinität zu SH- und SS-Gruppen Destruktion und Inhibitionen SH-gruppenhaltiger,

speziell an anabolischen Prozessen beteiligter Enzyme. Besonders mit den SH-Gruppen des Eiweißes bildet es recht beständige Verbindungen vom Typ der Mercaptide.

Inkorporierte Hg-Ionen verändern, an Proteine der Zellmembran gebunden, Ionenverteilung und elektrisches Potential der Membran und über beide den Flüssigkeitsaustausch durch die Membran. Bei seiner Bindung an Mitochondrien- und Lysosomeneiweißkörper kommt es zu Störungen in deren Aufbau und Stoffwechsel. Speziell organisches Hg verursacht abnormale Zellteilungsprozesse und Chromosomenbrüche. Es wird aber auch direkt ohne Anzeichen destruktiver Zellveränderungen an Kohlenstoffatome des Eiweißes gebunden. Derart Hg-substituierte Eiweißmoleküle bleiben dann über Wochen und Monate hinweg noch funktionsfähig und beeinflussen dabei benachbarte Zellbestandteile intoxicativ.

Die meisten der bisher durch Lebensmittel hervorgerufenen Quecksilbervergiftungen waren im wesentlichen auf organische Verbindungen zurückzuführen. Ihre Aufnahme kann sowohl oral, aerogen, als auch perkutan erfolgen. Im Körper akkumuliert Quecksilber vor allem in Nieren und Leber, und als Nervengift insbesondere im Gehirn (40, 113). Als Zellmembrangift beeinflußt es u. a. die Durchlässigkeit der Zellwände für Kalium. Aus 21 Fällen von Hg-Intoxikation bei Neugeborenen muß weiter gefolgert werden, daß Methylquecksilber auch die Plazentarschranke durchdringt (113).

Als klassische Symptome einer chronischen Quecksilbervergiftung gelten Gingivitis, Stomatitis, Brechreiz, starkes Speicheln, Nephrotisches Syndrom, starke Abmagerung, Versteifung der Gelenke, zentralnervöse sowie neuromotorische Störungen der Muskeln und Tremor ("Erethismus mercurialis") (113).

Unter diesem Krankheitsbild verläuft auch die "Minamata-Disease" in Japan. Sie war nach längerem Konsum stark methylquecksilberhaltiger Fische und Schalentiere (bis zu 25 ppm Frischgewicht) bei Menschen

der Minamata-Bucht beobachtet worden (113). In die Bucht ergießen sich die Abwässer eines der größten Betriebe der Chloralkali-Industrie Japans. Nach letzten Informationen erkrankten an dieser heimtückischen Krankheit zwischen 1953 und 1960 mehr als 800 Personen. Sie forderte bis jetzt über 100 Todesopfer. Die tatsächliche Dunkelziffer wird noch weit höher geschätzt (65). In 5 - 6 anderen Gegenden Japans und in England sollen schon 10 Jahre vor Ausbruch der Minamata-Krankheit Personen an Hg-Intoxikationen erkrankt sein. In Kanada wurden seit 1970 bei der Überprüfung von 70 einer Hg-Kontamination ausgesetzten Personen, bei 7 Anzeichen einer Hg-Vergiftung festgestellt (65).

Die heute nur noch selten vorkommende akute Quecksilbervergiftung kennzeichnen Erbrechen, Speichelfluß, Schmerzen und Verätzungen im Bereich betroffener Schleimhäute, Leibschmerzen, Tachykardie und die Gefahr eines Kreislaufkollaps. Im weiteren Verlauf bilden sich Schleimhautnekrosen, insbesondere in Caecum und Colon. Häufig werden Tenesmus und Diarrhoe sowie Nierenläsionen mit Oligurie, Albuminurie und schließlich Anurie und Urämie beschrieben. Ulzeröse Stomatitis und Hämorrhagie führen zum Tod (96, 169, 97).

4. Cadmium, Blei und Quecksilber im Geflügel und Geflügelei

4.1 Cadmium

Verteilungsstudien in Hühnern zeigen eine bevorzugte Ansammlung von Cadmium in Leber und Nieren. Bedeutend geringere Konzentrationen enthalten Milz, Lunge, Gehirn, Haut, Gefieder, Muskulatur, Herzmuskel und Ei. Bei Inhalation von Cd sammelte sich der größte Teil des Metalls in der Lunge an (33, 141)

Nach Untersuchungen von SÜLZ (141) lag die orale, akute Toxizität von Cadmium bei 3 - 4 Wochen alten HNL-Hybridhähnchen zwischen 165 und 188 mg Cd/kg Körpergewicht. Schon bald nach der Verabreichung des Cadmiums zeigten die Tiere apathisches Verhalten und verminderte Futteraufnahme. Sie wurde zum Teil trotz erhöhter Wasseraufnahme eingestellt. Die Tiere setzten dünnflüssigen Kot ab. Die meisten Hähnchen verendeten am zweiten Versuchstag (141).

WEBER und REID geben für Masthähnchen bei fortgesetzter Applikation von Cd dessen orale LD_{50} mit 400 ppm an (162). SÜLZ ermittelte bei Hähnchen 200 ppm Cd und mehr als relativ kurzfristig letal (141). Dabei blieben Zulagen bis 61 ppm Cadmium zur Futterration ohne Einfluß auf Futterverzehr und Gewichtszunahme. Konzentrationen über 90 ppm Cadmium beeinträchtigten die Entwicklung der Tiere bereits stärker. Pathologisch-anatomisch wurden als primäre Schäden Nieren- und Darmentzündungen, bei noch höheren Cadmiumgaben Drüsenmagenentzündungen und -blutungen, sowie Herzbeutelwassersucht und Herzmuskelblutungen diagnostiziert (141). In den Versuchen von HARDEBECK, SÜLZ und KRAMPITZ (48) führten jedoch schon Zusätze von 3 bis 61 ppm Cd zum Legehennenfutter zur deutlichen Beeinträchtigung des Gesundheitszustandes der Hennen. Bereits bei 3 ppm Cd im Futter wurde eine schlechtere Futteraufnahme und eine niedrigere Legeleistung beobachtet. Bei höheren Cd-Gaben stellten sich Nierenschwellungen und -entzündungen ein.

Außer SÜLZ (141), HARDEBECK et al. (48) haben in der BRD VOGT MATTHES und NEZEL (160) den Einfluß von Cadmiumzusätzen zum Hähnchen- und Legehennenfutter auf die Leistung der Tiere untersucht. Da jedoch über die Langzeitwirkung niedriger Cadmiumdosierungen auf das Huhn kaum Daten vorliegen, führten VOGT et al. 4 Versuche mit Broilern und 1 Versuch mit Legehennen durch. Dabei zeigte sich, daß Zusätze von 20 ppm und mehr Cd zum Futter bei Broilern zu niedrigeren Endgewichten und schlechterer Futterverwertung führten. Cd-Gaben von 5 ppm und mehr bewirkten eine Entkalkung der Knochensubstanz, > 10 ppm Cd eine Hyperkeratose der Hornschicht des Muskelmagens. Vitamin A-, D₃- und auch

E-Zusätze sowie Zinkgaben verminderten den toxischen Effekt des Cd nicht. In einem 329-tägigen Versuch mit Legehennen blieb der Zusatz von 5 und 10 ppm Cd zum Futter ohne Einfluß auf Leistung und Brutergebnisse. Gegen Ende der Versuchsperiode jedoch verschlechterte sich die Eischalenstabilität.

PAŘIZEK und ZAHOR (116) sowie GUNN et al. (44) registrierten nach Cd-Gaben bei Hähnchen und Ratten Hodennekrosen und den Verlust der Libido sexualis. Dagegen berichteten PAŘIZEK et al. (116) sowie KAR et al. (67) bei weiblichen Tieren über negative Befunde. Jedoch ruft auch Zinkmangel bei weiblichen Tieren Dysfunktionen im Reproduktionsgeschehen hervor (60). HENNIG et al. hielten es deshalb für erforderlich, den Cd-Einfluß auf Hühner erneut zu überprüfen. Sie verfütterten an 30 - 60 Wochen alte Hühner der Rasse Weißes Leghorn höhere Mengen Cd (54). Cd-Zusätze von 50 bis 300 ppm zum Futter bewirkten nach etwa 3 Tagen eine Verminderung des Futtermittelfressens um ca. 50 %. Die Legetätigkeit wurde nach 7 bis 10 Tagen ganz eingestellt. Die Cd-Futtermischungen führten zu einer Atresie der Eierstöcke. Der Grad der Atresie erwies sich als stark dosisabhängig. 4 Wochen nach Absetzen der Cadmiumgaben legten die Hühner wieder ausreichend Eier. Cadmium beeinflußt demnach die Ovarialfunktion offenbar reversibel. Eine Verfütterung mit Zink, Kupfer und Eisen supplementierter Rationen soll die Ovarialfunktion schneller normalisieren helfen. Cadmium übt auch bei Enten eine eindeutig kontrazeptive Wirkung aus (53). Zusätze von 600 ppm Cadmium zum Futter der Legeenten und Erpel führte ähnlich wie bei Hühnern zu verminderter Futteraufnahme und zum Sistieren der Legeleistung. Für den kontrazeptiven Effekt soll die verminderte Blutversorgung der keimbildenden Organe verantwortlich sein. Ein Absetzen der Cadmiumgaben blieb jedoch ohne Folgen für die Befruchtung der Eier und die Fertilität der Erpel. Die Schlupfleistung wies dagegen Beeinträchtigungen auf. Vermehrte Cd-Gaben erschöpften zudem im Organismus von Enten und Hühnern die Cu-Reserven (4). Die Applikation von Cadmium reduziert in Eiern auch den Cu-Gehalt,

Es muß deshalb mit einer Störung des postnatalen Wachstums geschlüpfter Küken gerechnet werden. Bei Hennen führt ein verstärkter Einbau von Cd in die Organe zu einer Umverteilung des Körperzinks. Cd-gefütterte Tiere enthielten in der Leber im Mittel 50 - 150 % mehr Zink als die Kontrolltiere. Zn-Mangel-Erscheinungen in Muskelmagen und Gefieder dieser Hennen werden als Folgen der Zn-Umverteilung betrachtet (4).

HARDEBECK et al. stellten den weitaus höheren Anteil des Cd im Eidotter, bedeutend geringere Mengen im Eiklar fest (48). SÜLZ (141) sowie auch ANKE et al. (3) fanden, daß im Futter verabreichtes Cadmium in nur sehr geringem Umfang in das Ei übergeht. Auch nach intravenöser Injektion hoher Cadmiummengen an Legehennen fanden sich in deren Eiern, insbesondere im Dotter, nur geringe Mengen Cadmium (141). Die Aufnahme hoher Mengen Cd im Futter vermindert anscheinend nicht die Stärke der Eischalen (141).

DORN und KNÖPPLER (29) untersuchten in den Jahren 1974 - 1976 vornehmlich aus bayerischen Legebetrieben, z. T. aber auch aus Betrieben des gesamten Bundesgebietes 161 Eiprobe (1 Probe = Homogenisat von 30 Eiern ohne Schale) unter anderem auch auf Blei, Cadmium und Quecksilber. Die in den Eiern ermittelten Cd-Gehalte lagen zwischen ≤ 0.01 und < 0.06 ppm/Fg. Die Häufigkeitsverteilung geht aus der folgenden Übersicht hervor.

Intervall in ppm Cd Fg	≤ 0.01	0.01-0.02	0.02-0.03	0.03-0.05	0.05-0.06
Zahl der Proben	82	48	23	7	1
$\bar{x}$	0.0131				

Tabelle 8 informiert über bisher im Geflügelei, Geflügelfleisch und in Lebern und Nieren von Hühnern ermittelte Cd-Gehalte.

TABELLE 8:

Cd-Gehalte (ppm Fg) in Eiern, Fleisch, Leber und Nieren
der Hühner

Nahrungsmittel	ppm Cd/Fg	Land	Jahr	Literatur
<u>Ei</u>	0.028	BRD	1969	ESSING et al. (30)
(ohne Schale)	0.007	BRD	1974	OELSCHLÄGER (114)
	≤ 0.01 - < 0.06	BRD	1977	DORN et al. (29)
	0.046	DDR	1970	ANKE et al. (3)
	< 1.000	F	1956	TRUFFERT (154)
	< 0.01 - 0.03	UK	1973	COHEN et al. (23)
	0.021	RUM	1970	RAUTU et al. (119)
<u>Eiweiß</u>	0.022 - 0.046	BRD	1968	KROPF et al. (85)
	0.076	CSSR	1971	LENER et al. (93)
<u>Eigelb</u>	0.032 - 0.310	BRD	1968	KROPF et al. (85)
	0.076	CSSR	1971	LENER et al. (93)
<u>Fleisch</u>	0.084	BRD	1968	KROPF et al. (85)
	0.61	DDR	1970	ANKE et al. (3)
	0.01 - 0.03	UK	1973	COHEN et al. (23)
	0.04	USA	1961	SCHROEDER et al. (131)
	0.052	JAP	1970	YAMAGATA et al. (171)
<u>Leber</u>	0.891	BRD	1968	KROPF et al. (85)
	3.2	DDR	1970	ANKE et al. (3)
	0.06	UK	1973	COHEN et al. (23)
	0.053	JAP	1970	YAMAGATA et al. (171)
<u>Niere</u>	13.57	DDR	1970	ANKE et al. (3)

4.2 Blei

Im Zeitraum von 1965 bis 1966 verendeten laut Veröffentlichungen von BAGLAY et al. (10) in Bombay Hock National Wildlife Refuge in Smyrna, Dela, 2000 - 4000 Kanadagänse an Bleivergiftung. Sie lenkten die Auf-

merksamkeit der Öffentlichkeit auf die Gefährlichkeit des Bleis für Wildgeflügel und waren darüber hinaus auch Veranlassung, dessen toxische Wirkung auch beim Hausgeflügel näher zu untersuchen. In Gegenden mit hohem Pb-Gehalt im Boden wie z. B. Mechnich und Umgebung oder in Freihung/Opf. waren bei freilaufenden Hühnern wiederholt Pb-Vergiftungen beobachtet worden (79). Sie machen dort die Freilaufhaltung von Hühner z. T. unrentabel.

SHIFRINE et al. stellten nach Verabreichung hoher Pb-Mengen an pelletiertem Futter an Hühner in deren Lebern 127 - 510 ppm Pb/TS und im Kot 102 - 2910 ppm Pb/TS fest (134). Diese Konzentrationen erscheinen auffallend hoch, sie können jedoch auch durch den hohen Bleigehalt im Trinkwasser der Tiere mitverursacht sein. Es enthielt zwischen 0.5 - 4.6 ppm Pb. Versuchstiere wie Kontrolltiere nahmen das Trinkwasser aus bleigelöteten Behältern auf.

Nach Untersuchungen von SILVÉN (136) führte die Verfütterung von Pb an Hühner in Form von Bleischrot und Bleipulver zu schwachen Intoxikationserscheinungen. Organe, Muskulatur, Knochen und Eier enthielten nur geringe Bleimengen. SILVÉN schloß daraus, daß die geringe Empfindlichkeit für peroral aufgenommenes metallisches Blei wahrscheinlich auf seine geringe Resorption im Magen-Darm-Kanal zurückzuführen ist.

Erwachsene Enten wurden 14 Wochen nach ihrer Verbringung in ein mit 17.8, 89.0 bzw. 178.0 g/m² Pb-kontaminiertes Marschgebiet auf Blei untersucht (63). Tiere aus dem mit 17.8 g Pb/m² kontaminierten Areal zeigten nur leichte Symptome einer Bleivergiftung. Im Gebiet mit 89.0 g Pb/m² verendeten innerhalb von 72,5 Tagen 51 %, bei einer Kontamination von 178.0 g Pb/m² alle Enten innerhalb von 22,5 Tagen. Die ersten zwei Gruppen wiesen Symptome einer chronischen, die dritte Gruppe einer subakuten Bleivergiftung auf. Im Körper des Geflügels wurden die höchsten Bleigehalte in Knochen, Leber und Nieren nachgewiesen. GARNER betrachtet bei Hühnern 10 ppm Fg Blei in der Leber als Beweis für eine

Bleivergiftung (36). Als Symptome einer chronischen Bleiintoxikation werden bei Geflügel Anorexia, Diarrhoe, grünverschmutzte After, Hängenlassen der Flügel, allgemeine Apathie, Gewichtsverluste, Schwäche in den Beinen und fluoreszierende Erythrozyten beschrieben.

Mit dem Futter aufgenommenes Blei wird von den Legehennen in nicht unbeträchtlicher Menge über das Ei ausgeschieden. Der weitaus höhere Anteil erscheint dabei im Dotter (92).

Injektionen von Pb in befruchtete Eier riefen nach Untersuchungen von BUTT et al. mißgeformte Hühnerembryos hervor (25). Ein Einfluß hoher Gaben Blei mit dem Futter auf die Eischalendicke konnte nicht festgestellt werden (46).

DORN und KNÖPPLER (29) hatten 161 Eiprobe (1 Probe = 30 Eier) aus Legebetrieben der BRD auf Pb untersucht. Über die ermittelten Gehalte und ihre Häufigkeitsverteilung informiert die folgende Übersicht.

Intervall in ppm Pb/Fg	n. n.	≤0.01	0.01 - 0.02	0.02 - 0.03	0.03 - 0.05
Zahl der Proben	12	38	16	18	21
Intervall in ppm Pb/Fg	0.05 - 0.06	0.06 - 0.08	0.08 - 0.10	0.10 - 0.15	
Zahl der Proben	11	16	8	6	
Intervall in ppm Pb/Fg	0.15 - 0.20	0.20 - 0.30			
Zahl der Proben	12	3			
$\bar{x}$	0.0470				

Einen Überblick über bisher in Geflügelei, Geflügelfleisch und Innereien von Hühnern ermittelte Bleigehalte vermittelt Tabelle 9.

TABELLE 9:

Pb-Gehalte (ppm Fg) in Eiern, Fleisch, Leber, Nieren und Innereien der Hühner

Nahrungsmittel	ppm Pb/Fg	Land	Jahr	Literatur
<u>Ei</u>	0.02 - 1.0	BRD	1974	KOPP (76)
(ohne Schale)	0.05 - 0.58	BRD	1969	LEHNERT et al. (92)
	n. n. - 0.30	BRD	1977	DORN et al. (29)
	2.5	F	1955	TRUFFERT (154)
	0.21 - 0.26	I	1972	ZURLO et al. (173)
	2.0	CH	1953	HÖGL et al. (58)
<u>Fleisch</u>	0.12 - 0.33	BRD	1969	LEHNERT et al. (92)
	< 2.5	F	1955	TRUFFERT (154)
	0.0 - 0.3	S	1967	SILVÉN (136)
<u>Leber</u>	1.1 - 2.0	S	1967	SILVÉN (136)
<u>Niere</u>	4.9 - 6.6	S	1967	SILVÉN (136)
<u>Innereien</u>	0.061	BRD	1961	LEHNERT et al. (92)

4.3 Quecksilber

Die Auswirkung ein- oder mehrmaliger Verfütterung von Hg-haltigem Saatgetreide oder Beizmitteln auf Hühner war wiederholt Gegenstand von Untersuchungen. Viele der gebräuchlichsten, organischen Quecksilberverbindungen wirken toxisch ähnlich. Während allgemein bei Küken über Todesfälle nach Aufnahme von 5 mg/kg "CRESAN" berichtet wurde, stellten HAPKE und MESSOW (47) die relative Ungiftigkeit dieses Mittels fest. Dosen bis zu 50 mg/ kg wurden von Küken und wachsenden Junghähnchen ohne Anzeichen einer klinischen Intoxikation vertragen. Die in Leber und

Nieren gefundenen Quecksilbermengen hingen vor allem von der Dauer der Aufnahme des cresanhaltigen Weizens und der mit ihm angebotenen Menge Quecksilber ab. Nach eintägiger ad-libidum-Aufnahme hatte sich der Hg-Gehalt in der Leber schon auf 0,4 ppm erhöht.

Mit Küken ernährte Hühnerhabichte - die Küken waren mit 8 ppm Hg enthaltendem Weizen gefüttert worden - zeigten nach einer Latenzzeit von 2 Wochen Appetitlosigkeit, Muskelschwäche, Ataxie und Gewichtsverluste. Sie verendeten nach 30 - 47 Tagen. Die Autopsie ergab Muskelschwund, Degeneration der Nervenzellen, die Analyse in Leber, Nieren und Hirn (108) höhere Hg-Gehalte.

HILL beobachtete bei gleichzeitiger Aufnahme von organischem Hg und Cu anhand von Wachstumsrate und Mortalität der Küken die Wechselwirkungen beider Elemente im jugendlichen Organismus. Bei Kupfermangel-diät hemmte Quecksilber weder das Wachstum der Küken noch erhöhte es deren Mortalität. Die Verfütterung eines ausreichend Kupfer enthaltenden Futters beeinträchtigte dagegen (53) sowohl das Wachstum der Küken als auch die Mortalitätsrate (55).

KIWIMÄE et al. zeigten, daß sich in Lebern und Nieren von Hühnern bedeutend mehr Quecksilber ablagert als in den übrigen Weichgeweben (70). Zu ähnlichen Ergebnissen kamen eine Reihe anderer Untersucher nach Verabreichung organischer und anorganischer Quecksilberverbindungen an Küken, Poulets, Junghähnen und Hühner. MILLER et al. (103, 104), SWENSSON et al. (144) und PLATANOW et al. (118) hatten anorganisches, SMART et al. (138), THAXTON et al. (149), TEJNING (146) und SWENSSON et al. (144) organisches Hg verwendet.

SMART und LLOYD (138), LAGERVALL und WESTÖÖ (87) bestimmten die Quecksilbergehalte in Fleisch, Leber und Eiern von Hühnern, die Methyl-Quecksilber-II-Cyandiamid gebeizten Weizen gefressen hatten. Der Quecksilbergehalt stieg in den Eiern innerhalb von 4 Wochen von 0 auf 8 ppm an. Über 75 % des Hg befanden sich im Eiweiß.

TAMMISTO et al. wiesen nach Verfütterung von "CERESAN" die Hauptmenge des Hg im Dotter nach (145). Im Fleisch der Keulen lag der Gehalt mit 4 ppm Hg etwas höher als im Brustfleisch. In der Leber betrug er nach 8 Wochen 8 - 24 ppm, in der Niere 8 ppm. Trotz dieser erheblichen Hg-Kontamination blieb die Legetätigkeit der Tiere ungestört. Bei der Autopsie konnten keine Vergiftungssymptome beobachtet werden. HOWELL berichtet über ähnliche Versuchsergebnisse (59). WESTÖÖ stellte fest, daß die Quecksilbergehalte in schwedischen Eiern seit dem Verbot des Alkylquecksilbers als Beizmittel abnehmen. In der Zeit von 1964 bis 1967 sanken die durchschnittlichen Gehalte von 0.029 ppm Hg auf 0.010 ppm. Außerdem fand sich nahezu alles Quecksilber als Methylquecksilber im Eiweiß wieder. Auch KORONOWSKI stellte nach Hg-Gaben an Legehühner den größten Teil im Eiklar fest (77).

Bei der Untersuchung der Eier von Hennen, die mit verschiedenen Quecksilberverbindungen gefüttert worden waren, gelangten KIWIMÄE (70) und TEJNING (147, 148) zu ähnlichen Ergebnissen. Die Konzentration des Gesamtquecksilbers im Ei stieg jeweils unmittelbar nach oralen Quecksilbergaben sprunghaft an und erreichte nach ungefähr einem Monat maximale Werte. Die Quecksilbergehalte im Ei hängen dabei signifikant von der Höhe der oralen Quecksilberaufnahmen ab. Nach Verfütterung gleicher Mengen verschiedener organischer und anorganischer Quecksilberverbindungen an Hennen wurde Methylquecksilberhydroxid in den Eiern am stärksten angereichert. Es folgen dann Phenylquecksilberhydroxid und Quecksilber-II-nitrat. In ihrer Verteilung in Eidotter und Eiweiß bestanden ebenfalls charakteristische Unterschiede. Die Eier mit Methylquecksilber gefütterter Hennen enthielten wie die Eier der Kontrollgruppe die höchsten Hg-Gehalte im Eiweiß, die von Hennen, die Phenyl-Hg-hydroxid bzw. Hg-II-nitrat aufgenommen hatten, im Eidotter die höheren Hg-Gehalte.

DORN und KNÖPPLER (29) hatten in den Jahren 1974 - 1976 aus Legebetrieben der BRD in 161 Eiprobe neben Cd und Pb auch Hg bestimmt. Der Hg-Gehalt schwankte zwischen n. n. und <0.06 ppm Hg/Fg. Die Häufigkeitsverteilung ist aus der nachstehenden Zusammenstellung ersichtlich.

Häufigkeitsverteilung der von DORN und KNÖPPLER in Eiern aus
 Legebetrieben der BRD ermittelten Hg-Gehalte (29).

Intervall in ppm Hg/Fg	n. n. ≤ 0.01	0.01 - 0.02	0.02 - 0.03	0.03 - 0.05
Zahl der Proben	55 83	13	4	3
Intervall in ppm Hg/Fg	0.05 - 0.06			
Zahl der Proben	3			
$\bar{x}$	0.0063			

Bisher in Eiern, Geflügelfleisch, Leber und Nieren von Hühnern ermittelte Hg-Gehalte sind in Tabelle 10 zusammengefaßt.

TABELLE 10:

Hg-Gehalte (ppm Hg) in Eiern, Fleisch, Leber und Nieren der Hühner

Nahrungsmittel	ppm Hg/Fg	Land	Jahr	Literatur
<u>Ei</u>	0.002	BRD	1934	STOCK (140)
(ohne Schale)	n.n. - 0.06	BRD	1977	DORN et al. (29)
	0.019 - 0.020	DK	1969	RŮŽIČKA et al. (123)
	<0.005 - 0.02	UK	1973	COHEN et al. (23)
	0.006 - 0.165	N	1968	UNDERDAL (156)
	0.005 - 0.020	S	1967	WESTÖÖ (166)
	0.000 - 0.003	USA	1966	PAPPAS et al. (115)
	0.02 - 0.04	USA	1974	GOMEZ et al. (41)
<u>Eiweiß</u>	0.013 - 0.015	DK	1969	RŮŽIČKA et al. (123)
	0.012 - 0.025	S	1967	WESTÖÖ (166)
<u>Eigelb</u>	0.010	S	1967	WESTÖÖ (166)
	0.175	JAP	1966	GOTO et al. (42)
<u>Fleisch</u>	<0.005 - 0.005	UK	1973	COHEN et al. (23)
	0.023 - 0.051	S	1967	WESTÖÖ (166)
	0.015 - 0.03	USA	1974	GOMEZ et al. (41)
<u>Leber</u>	0.0 - 0.1	UK	1963	SMART et al. (138)
	0.015 - 0.03	USA	1974	GOMEZ et al. (41)
<u>Niere</u>	0.05	UK	1963	SMART et al. (138)

5. Genetische und umweltbedingte Einflüsse auf das Eigewicht

Nach FUNK und KEMPSTER (34) hängt das Eigewicht von einer Reihe von Faktoren ab. Genetische und umweltbedingte Einflüsse überlagern

sich dabei vermutlich. Von Bedeutung scheint vor allem das Alter der Tiere zum Zeitpunkt der Eiablage zu sein. Jüngere Hennen legen im allgemeinen leichtere Eier als ältere Tiere (34). Das Eigewicht nimmt nach Untersuchungen von MAHFOUZ (99) mit dem Alter der Legehennen zu, und zwar während der 22. - 40. Lebenswoche stärker als im späteren Verlauf des Legejahres. Auch der Schlupfmonat der Henne wirkt sich auf das Eigewicht aus. Junghennen aus Sommerschlüpfen werden später legereif und legen vor allem in den ersten Legemonaten, oft aber auch im ganzen Legejahr Eier mit höherem Gewicht als Hennen aus Winterschlüpfen (99). Auch das Körpergewicht der Hennen spielt eine Rolle. Schwere Hennen produzieren zu Beginn der Legetätigkeit auch schwerere Eier (99). Morgens gelegte Eier wiegen mehr als am Nachmittag gelegte. Von Einfluß auf das Eigewicht ist offenbar auch der Zeitpunkt der Eiablage während des Legezyklus. So nimmt das Gewicht der Eier vor einer Pause in der Legetätigkeit allmählich ab und danach wieder zu.

Jahreszeitliche, witterungsbedingte Einflüsse können jedoch die Abhängigkeit des Eigewichts vom Alter der Tiere überdecken. Von nicht zu unterschätzender Bedeutung ist dabei die Temperatur. Sowohl hohe als auch niedrige Temperaturen wirken sich auf das Eigewicht negativ aus. Das trifft auch für hohe Luftfeuchtigkeit zu (99). Nicht ohne Einfluß bleibt auch die Güte des Futters. Die Verfütterung qualitativ minderwertigen Futters führt zu einer deutlichen Verringerung des durchschnittlichen Eigewichts. Krankheiten bewirken ebenfalls eine Reduzierung des Eigewichts. Eine gewisse Bedeutung für das Eigewicht besitzt bei stallgehaltenen Hennen auch die Beleuchtungsdauer. Bei Stallhaltung legen Hennen ab der 30. Lebenswoche bei maximaler Beleuchtungsdauer leichtere Eier als bei einer Beleuchtungsdauer von 15 - 16 Stunden.

6. Gesetzliche Grenzwerte

Bei der Festlegung von Höchstgehalten an unerwünschten Schadstoffen in Nahrungsmitteln müssen die berechtigten Anliegen der Konsumenten nach gesundheitlich unbedenklichen Lebensmitteln Vorrang haben, jedoch

wirtschaftlich untragbare Forderungen weitgehendst vermieden werden. Die bisher für Cd, Pb und Hg diskutierten zulässigen Höchstwerte in Nahrungsmitteln besitzen wegen des meist nur unzureichenden Datenmaterials durchwegs provisorischen Charakter. Sie können jedoch als Leitwerte dienen. Die wesentlichen Schwierigkeiten einer objektiven Festlegung seien im Folgenden kurz angeführt:

- . Die unzureichende Kenntnis der Langzeitwirkung geringer Dosen beim Menschen,
- . die unterschiedliche Toxizität organischer und anorganischer Verbindungen (organische sind im allgemeinen erheblich toxischer),
- . ein möglicherweise additiver Effekt mit anderen Bioziden,
- . die unterschiedliche Empfindlichkeit verschiedener Personengruppen (Kinder, Rekonvaleszenten und Schwangere reagieren wesentlich empfindlicher und sind deshalb auch stärker als anderen Personengruppen gefährdet),
- . die Minimaldosis für das Auftreten erfaßbarer Intoxikationssymptome unterliegt vor allem individuell starken Schwankungen,
- . die Überwachung zulässiger Höchstwerte gestaltet sich aufgrund der Inhomogenität (Art, Alter, Standort) des Untersuchungsmaterials recht schwierig. Außerdem erschwert der recht unterschiedliche Bindungsmodus die Berechnung bzw. Bewertung der Analysenergebnisse.

Ferner können im einzelnen Nahrungsmittel erhebliche Unterschiede im Schwermetallgehalt bestehen, welche die Festsetzung allgemein verbindlicher zulässiger Höchstwerte für sie komplizieren.

Tabelle 9 informiert über Schätzungen in verschiedenen Ländern von der Bevölkerung täglich mit der Nahrung aufgenommener Mengen Cd, Pb und Hg.

TABELLE 11:

Schätzungen der täglichen Aufnahme der Bevölkerung verschiedener
Länder an Cd, Pb und Hg mit der Nahrung

Element	Land	$\mu\text{g}/\text{Person}/\text{Fg}$	Jahr	Literatur
<u>Cd:</u>	BRD	113 - 331	1968	KROPF et al. (85)
	BRD	48	1969	ESSING et al. (30)
	GB	15 - 30	1973	TOLAN et al. (153)
	USA	40 - 60	1961	SCHROEDER et al. (131)
	USA	200 - 400	1967	SCHROEDER et al. (130)
	USA	26	1967	TOLAN et al. (153)
	USA	38	1968	TOLAN et al. (153)
	USA	50	1969	TOLAN et al. (153)
	CND	80	1969	TOLAN et al. (153)
	JAP	4 - 215	1970	YAMAGATA et al. (171)
<u>Pb:</u>	BRD	518	1968	LEHNERT (92)
	BRD	1500	1966	KLOKE (73)
	GB	274	1971	THOMPSON (150)
	GB	200 - 250	1971	TOLAN et al. (152)
	I	300 - 400	1972	ZURLO et al. (173)
	EWG	266 - 550	1972	ZUILHUIS (172)
	EWG	100 - 500	1972	KARHAUSEN (68)
	USA	350	1961	SCHROEDER et al. (131)
	USA	100 - 400	1972	HAAR, Ter (45)
<u>Hg:</u>	BRD	5	1934	STOCK (140)
	GB	7 - 15	1973	ANONYM
	USA	20	1941	ANONYM
	CND	10	1969	ANONYM

Eine Expertengruppe der WHO hat für den Konsumenten als vorläufige duldbare Wochendosis an Cadmium, Blei und Quecksilber in der Gesamtnahrung folgende Grenzwerte empfohlen (170):

TOLERANZGRENZEN	Cd	Pb	Hg
$\mu\text{g}/\text{Woche}$	400 - 500	3000	300

Daraus errechnet sich eine tägliche Cd-Aufnahme von 57 - 71, für Pb von 430 und für Hg von 43 $\mu\text{g}/\text{d}$.

Veranschlagt man die tägliche Nahrungsaufnahme des Durchschnittskonsumenten mit 2200 g pro Tag, ergeben sich bei Bezug auf g Nahrung folgende Toleranzwerte:

für Cd $< 0,026 - 0,032$, für Pb 0.2 und für Hg 0.02 $\mu\text{g}/\text{Nahrung}$.

Der letzte Entwurf (8. Mai 1974) einer "Verordnung über zulässige Gehalte an As, Pb, Cd und Hg in oder auf Lebensmitteln" der BRD sieht in Eiern für Pb, Cd und Hg folgende, jeweils auf Eier ohne Schale bezogene zulässige Höchstwerte vor (21):

Ei ohne Schale	Pb	ppm Fg Cd	Hg
zulässiger Höchstwert	0.15	0.02	0.03

Zu diesen Werten wurden von verschiedenen Seiten u. a. auch von VO-Geber selbst Vorbehalte erhoben, da der Umfang des bisher vorliegenden Datenmaterials für die Feststellung zulässiger Höchstwerte als nicht ausreichend erachtet wird.

III. METHODIK

Die wissenschaftliche Entwicklung der letzten Zeit ermöglichte in zunehmendem Maß den Einsatz von Analysenmethoden, die es in biologischem Material gestatten, Spurenelemente im Submicrogrammbereich noch mit ausreichender Sicherheit quantitativ zu bestimmen. Noch mehr Bedeutung als bei Makromethoden kommt dabei im Hinblick auf die Eliminierung von Störeinflüssen dem Aufschluß des Untersuchungsmaterials zu.

Die Wahl des geeigneten Aufschlußverfahrens orientiert sich primär an der Flüchtigkeit des zu bestimmenden Elements. Sie unterliegt in Abhängigkeit von der Art seiner Bindung im Untersuchungsmaterial nicht selten erheblichen Schwankungen.

1. Möglichkeiten des Aufschlusses von biologischem Material

Als Aufschlußverfahren zur Mineralisation biologischen Materials existieren trockene und nasse Veraschungsmethoden. In der Literatur findet man deshalb "trockene" und "nasse" Aufschlußverfahren zur Bestimmung von Cd, Pb und Hg in organischer Substanz. Ihnen haften jedoch Vor- und Nachteile an.

1.1 Trockene Veraschung

Bei der trockenen Veraschung wird zwischen Hochtemperatur- und der sogenannten Kaltveraschung unterschieden.

1.1.1 Hochtemperaturveraschung

Sie erfolgt zumeist bei Temperaturen über 400 °C. Dem Moment der Flüchtigkeit muß hier besondere Aufmerksamkeit geschenkt werden.

Zur Pb-Bestimmung in Nahrungs- und Futtermitteln empfiehlt sich trockenes Veraschen bei Temperaturen von 400, höchstens aber 500 °C (111).

Bei Cd können selbst bei diesen Temperaturen noch Verluste durch Verflüchtigung auftreten, weshalb bei der Cd-Bestimmung häufig nassen Mineralisationsmethoden der Vorzug gegeben wird (22, 71). Sie sollen jedoch vermeidbar sein, wenn die Proben zuerst mit Schwefelsäure vorbehandelt, in der Wärme verkohlt und anschließend bei 500 - 550 °C trocken verascht werden (1, 135).

Bei der hohen Flüchtigkeit des Quecksilbers scheiden die herkömmlichen Trockenveraschungsmethoden von vornherein für den Aufschluß des Untersuchungsmaterials aus.

Als Fehlerquellen müssen bei der Hochtemperaturtrockenveraschung neben Verlusten infolge Flüchtigkeit des betreffenden Spurenelements die Bildung unlöslicher Verbindungen bei der Reaktion mit Luftsauerstoff, anderen Aschebestandteilen oder dem Gefäßmaterial sowie die Einschleppung von Spurenelementen durch Staub ausgeschlossen werden. Als Vorteile sind ein meist niedriger Blindwert anzusehen, die Vermeidung der Einschleppung von Verunreinigungen durch Aufschlußreagenzien und die Verarbeitung großer Mengen Probenmaterials.

1.1.2 Kaltveraschung

Bei der Kaltveraschung wirkt unter Vakuumbedingungen in hochfrequentem elektromagnetischem Feld angeregter, atomarer Sauerstoff im stadium nascendi auf das in einem Verbrennungsrohr aus Pyrexglas befindliche Veraschungsmaterial ein. Die Veraschung erfolgt bei Temperaturen niedriger als 150 °C (75). Sie fand wiederholt für die Bestimmung

leichtflüchtiger Schwermetalle u. a. von Cd und Pb Verwendung, da sie die Vorteile der trockenen Veraschung ohne deren Nachteile in sich zu vereinigen scheint. Bei Organoquecksilber ist sie jedoch mit Problemen behaftet. Als gravierendstes Hindernis für einen universellen Einsatz der Kaltveraschung erwiesen sich bisher das nur geringe Fassungsvermögen der Veraschungskammern sowie die langen Veraschungszeiten bei kommerziell erhältlichen Tieftemperaturveraschern. Zudem bereitet ihre Reinigung häufig Schwierigkeiten. Außerdem besteht auch bei der Kaltveraschung die Gefahr von Veraschungsverlusten. Offensichtlich begünstigen die Beinahe-Vakuumbedingungen während des Veraschens die Verflüchtigung von Elementen. Bekanntlich erhöht sich bei erniedrigtem Luftdruck der Dampfdruck und damit die Neigung zur Verflüchtigung.

1.2 Nasse Veraschung

Niedrige Veraschungstemperaturen bei relativ kurzer Veraschungszeit sind die wesentlichsten Vorteile der Naßveraschung. Ebenso ist die Gefahr von Verlusten durch Verflüchtigung geringer. Allerdings dürften sich Mineralverluste durch Absorption oder Reaktion mit dem Gefäßmaterial nicht immer vermeiden lassen (75).

Die Technik des nassen Aufschlusses beruht auf der Zerstörung der organischen Substanz durch starke Oxidationsmittel. Es handelt sich dabei zumeist um bestimmte Mineralsäuren wie H_2SO_4 , HNO_3 und HClO_4 oder Kombinationen von ihnen. Die Gefahr von Verlusten im Verlaufe der nassen Veraschung kann durch Verwendung gasdicht verschlossener Edelstahlbomben mit Tefloneinsätzen erheblich reduziert werden. Zweistündiges Verbringen der Bomben in einem Trockenschrank von 160°C reichen im allgemeinen zum vollständigen Aufschluß von biologischem Untersuchungsmaterial aus. Die Veraschung erfolgt dabei unter Druck. Reaktionen mit der Außenluft oder Verunreinigungen durch sie sind ausgeschlossen. Die Veraschung nimmt im Vergleich zu herkömmlichen Naßveraschungsmethoden relativ wenig Zeit in Anspruch. Außerdem bereitet

die Reinigung des Druckaufschlußgefäßes wenig Schwierigkeiten. Die Wiederfindungsraten sind hoch. Die Veraschung in gasdichten Druckbehältern scheint sich auch für die Quecksilberanalyse zu eignen (66). Ansonsten wird Untersuchungsmaterial für die Hg-Analyse im geschlossenen System aufgeschlossen (6, 58).

Als Nachteil bzw. Fehlerquelle nasser Veraschungsmethoden erwies sich speziell bei der Bestimmung von Elementspuren die Gefahr der Einschleppung von Verunreinigungen mit den Aufschlußreagenzien. Sie verursachen oft hohe Blindwerte. Ihnen kann nur durch die Verwendung von Reagenzien höchsten Reinheitsgrades (z.B. Suprapur) begegnet werden. Nachteilig wird auch der ungleich höhere Arbeits- und Materialaufwand empfunden. Ferner gestaltet sich die Veraschung größerer Probenmengen häufig schwierig.

2. Quantitative Bestimmung von Cadmium, Blei und Quecksilber mittels Atomabsorptionsspektrometrie (AAS)

Gegenwärtig werden 80 - 90 % aller Schwermetallanalysen in biologischem Material atomabsorptionsspektrometrisch durchgeführt. Die Atomabsorptionsspektrometrie (AAS) erfüllt die Forderungen nach hoher Empfindlichkeit und Selektivität weitestgehend. Matrixeffekte treten nicht so störend in Erscheinung wie z.B. bei der Röntgenfluoreszenzspektrometrie oder der Flammenemissionsspektrometrie. Zeit- und Apparaturaufwand sind relativ gering.

Erst die bahnbrechenden Arbeiten von WALSH (161) ermöglichten den weltweiten Einsatz der AAS zur Spurenanalyse. Die AAS beruht auf der Beobachtung, daß in der Dampfphase im Grundzustand vorliegende Atome elektromagnetische Strahlung genauener Wellenlänge absorbieren, die von ihnen im angeregten Zustand emittiert wird (KIRCHHOFF'sches Gesetz).

Schickt man Lichtenergie genau definierter Wellenlänge durch eine Atomdampf Wolke, so verhält sich die Menge des absorbierten Lichtes proportional der Anzahl der im durchgestrahlten Medium vorhandenen absorbierenden Atome. Atomabsorption und Atomkonzentration folgen zumeist in einem gewissen Bereich dem LAMBERT-BEER'schen Gesetz. Die prinzipiellen fünf Bauelemente eines AA-Spektrometers gibt Abbildung 1 wieder (165).

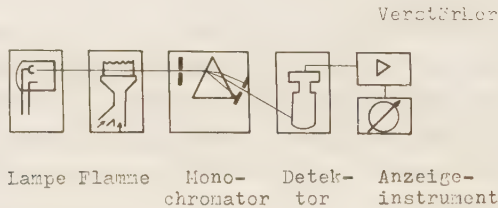


ABBILDUNG 2: Prinzipschema eines Atomabsorptions-Spektrometers nach WALSH

Lichtquelle:

Als Lichtquelle dient in der Regel eine Hohlkathodenlampe. Ihre Kathode besteht aus dem zu analysierenden Element und emittiert dessen Resonanzlinie in Form ausgeblendeten monochromatischen Lichtes.

Absorptionszelle:

Sie fungiert als Atomisierungsvorrichtung. In ihr werden Moleküle des gesuchten Elements in die Atomdampfphase übergeführt; gleichzeitig findet dort die Lichtabsorption statt.

Monochromator:

Er besteht zumeist aus einem Quarzgitter oder einem Glasprisma. Mit ihm filtert man aus dem Lichtstrahl die Frequenz der Absorptionslinie heraus.

Detektor:

Als Detektor dient ein Photomultiplier. Er setzt die nicht atomabsorbierte Lichtenergie der Hohlkathodenlampe in elektrische Energie um.

Verstärker:

Die Detektorsignale werden verstärkt und mittels eines Galvanometers oder Potentiometerschreibers registriert.

Eine der gebräuchlichsten Atomisierungseinrichtungen stellt die Flamme dar. Man verwendet dafür Brenner, wie sie in der Flammenphotometrie üblich sind (Laminar- oder Turbulenzbrenner). Der Atomisierungseffekt läßt allerdings in vielen Fällen zu wünschen übrig. Auch wurde schon frühzeitig darauf hingewiesen, daß Flammen keineswegs ideale "Behälter" für atomare Dämpfe sind. Als nachteilig werden empfunden (20):

- . die Nichtuniformität dieser Absorptionskammer,
- . die durch den Flammenuntergrund bewirkte Lichtschwächung,
- . die schlechte Ausbeute des physikalischen Verdampfungs-
vorganges,
- . die vielen Möglichkeiten für das Auftreten chemischer
Reaktionen, welche die atomare Ausbeute drastisch er-
niedrigen können,
- . die Tatsache, daß das Analysengut über eine bestimmte Zeit-
dauer kontinuierlich der Flamme dargeboten werden muß,
was die absolute Empfindlichkeit des Verfahren erheblich ver-
schlechtert,
- . die Tatsache, daß das Analysengut durch die Flammengase
eine enorme Verdünnung erfährt und
- . die Abwesenheit einer bekannten Beziehung zwischen der
Konzentration eines Elementes in Lösung und der Konzentra-
tion seiner freien Atome in der Dampfphase.

Diese Nachteile hatten flammenlosen thermischen Atomisierungsvorrichtungen nicht oder nur in geringem Umfang an. Um die methodischen Grundlagen der flammenlosen AAS hat sich L'VOV besonders verdient gemacht (98). Das Verfahren wurde von MASSMANN modifiziert (102). Er entwickelte die sogenannte MASSMANN-Küvette. Sie besteht aus der eigentlichen Absorptionsküvette (MASSMANN-Küvette oder ähnliche Vorrichtung)

und einer Hochstrom-Regeleinheit. Die Küvette selbst beinhaltet ein etwa 50 mm langes und 8 mm weites Rohr aus Spektralkohle, das im Strahlengang eines handelsüblichen Atom-Absorptions-Spektrometers anstelle des Brenners so justiert ist, daß das Licht aus der Hohlkathodenlampe durch das Graphitrohr fällt. Ein Küvettenkörper umgibt das Graphitrohr. Er enthält im wesentlichen 2 Kühlkammern, in denen die Kontaktkonen (= Graphitkonen) angebracht sind sowie die Kontaktplatten für die Stromzufuhr. Die Küvette ist nach beiden Seiten hin offen. Das Eindringen von Außenluft in die Küvette verhindert ein konstanter Inertgasstrom, Argon oder Stickstoff umspült zu diesem Zweck das Rohr von außen und entweicht durch 4 seitliche Öffnungen. Das Inertgas schützt das glühende Rohr sowie die aus der Probe beim Atomisierungsvorgang freigesetzten Atome vor Oxidation.

Die Details des Küvettenaufbaus im Schnitt veranschaulicht Abbildung 3.

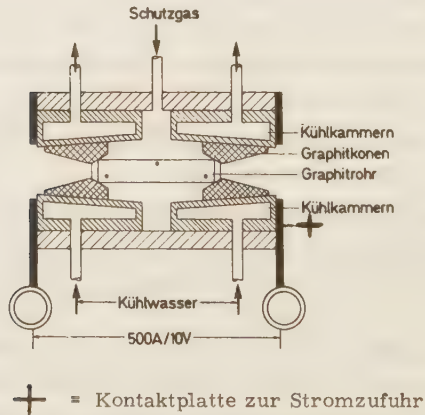


ABBILDUNG 3: Schnittzeichnung der Graphitrohrküvette HGA 70
(PERKIN-ELMER)

Die Atomisierung des Untersuchungsmaterials in der Küvette erfolgt durch Aufheizen nach Anlegung eines elektrischen Stromes variabler Wechselspannung bei hoher Stromstärke an die beiden Enden der Küvette. Mit Hilfe dieser Widerstandsheizung lassen sich im Graphitrohr Temperaturen bis 2700°C erreichen. Die gewünschte Temperatur ist über einen Regeltransformator stufenlos einstellbar. Die Wahl bestimmter Temperaturprogramme kann für verschiedene Analysenprobleme durch unterschiedliche Trocknungs- und Veraschungstemperaturen und -zeiten geregelt werden.

Eine spezielle auf die Flüchtigkeit des elementaren Quecksilbers abgestimmte Methode der flammenlosen AAS beschreiben HATCH und OTT (49). Sie verwenden als Trägergas Stickstoff und setzen das Quecksilber durch einen konstanten, zur Absorptionszelle geleiteten Luftstrom frei. Ihr System kann sowohl offen wie auch geschlossen verwendet werden.

Der Übergang von der Flammenabsorption zur flammenlosen atomaren Absorption steigert die Empfindlichkeit der AAS z. T. um mehrere Zehnerpotenzen. Das trifft insbesondere bei Verwendung von Küvetten mit Gasstopp zu. Die flammenlose AAS scheint demnach derzeit die Methode der Wahl zur Bestimmung von Cadmium, Blei und Quecksilber im organischen Material zu sein.

IV. ENTNAHMEORTE UND PROBENMATERIAL

1. Entnahmeorte

Die Wahl der Probenahmeorte erfolgte unter dem Gesichtspunkt, den Einfluß

- a) des Verkehrs,
- b) der Haltung und
- c) bestimmter, z. T. ökologischer Faktoren

auf den Cd-, Pb- und Hg-Gehalt von Eiern feststellen zu können. Zu diesem Zweck wurden deshalb Eier von zwei stark verkehrsexponierten, unmittelbar neben einer extrem frequentierten Autobahn gelegenen, kleinbäuerlichen Betrieben (A und B) mit Freilandhaltung der Hühner sowie von 2 Betrieben (C und D) in verkehrsarmen Gegenden, einer davon mit Batteriehaltung (D), untersucht.

Die Betriebe an der Autobahn liegen im tertiären Hügelland Oberbayerns, die beiden anderen auf der diluvischen Isar-Ilm-Schotterebene (D) bzw. in den moldanubischen Vorbergen des Bayerischen Waldes (C) (86). Die Böden des tertiären Hügellandes und der Isar-Ilm-Schotterebene sind in der Regel calciumreich, die Vorberge des Bayerischen Waldes im allgemeinen arm an Calcium.

Im Bereich der beiden an der Autobahn gelegenen Betriebe A und B fallen jährlich im Durchschnitt 750 mm Niederschläge (langjähriges Niederschlagsmittel), im Gebiet der beiden anderen (C) 850 mm bzw. (D) 775 mm (128).

Nachfolgend sind die einzelnen Probenahmeorte näher beschrieben. Ihre geographische Lage ist aus Abbildung 4 ersichtlich.

Die beiden Betriebe an der Autobahn liegen in Schellneck/Schweitenkirchen.



Schellneck

selbst besteht aus mehreren Anwesen, die an der Bundesautobahn München - Autobahndreieck Holledau (München-Berlin/Nürnberg), 50 km von München entfernt vor der Autobahnausfahrt Pfaffenhofen gelegen sind. Die Autobahn steigt hier in Richtung Holledau auf einem Streckenabschnitt von 1500 m um 35 m an. Beiderseits der Anhöhe befinden sich die kleinbäuerlichen Anwesen A und B. Der Betrieb A liegt 35 m östlich der Autobahn, etwa 10 m über dem Fahrbahnniveau, in Richtung der Hauptwinddrift, der Betrieb B 100 m nördlich der Autobahn etwas höher als ihre Fahrbahn.

Die Bundesautobahn München-Berlin/Nürnberg ist im Bereich der beiden Betriebe A und B äußerst stark frequentiert. In der Hauptreisezeit, an Wochenenden und an Feiertagen werden bis zu 200.000 Fahrzeuge pro Tag, an normalen Wochentagen ungefähr 20.000 Fahrzeuge täglich gezählt (12).

Bonholz

ist ein im Bayerischen Wald, etwa 7 km von Mitterfels am Verbindungsweg Haselbach-Haibach gelegener Einödhof. Das kleinbäuerliche Anwesen befindet sich sehr verkehrsabgelegen auf einem weitläufigen, von Nadelwäldern umgebenen Hügel.

Niederding

Ähnliches gilt auch für Niederding. Es handelt sich dabei um einen kleinen Ort 5 km westlich von Erding im Altmoränengebiet.

2. P r o b e n m a t e r i a l

Die Betriebe A, B und C betreiben Ackerbau und Viehwirtschaft. Für den Eigenbedarf und als zusätzliche Einnahmequelle halten sie ca. 25 - 50 Hühner. Die Tiere haben freien Auslauf und nehmen als sogenannte "Mistkratzer" ihr Futter im Hof sowie aus den umliegenden Feldern auf. Die

Hühner des Betriebes A erhalten zusätzlich standardisiertes Legefutter verabreicht, im Betrieb B wirtschaftseigenen Weizen und im Betrieb C selbstgemischtes Futter aus Weizen mit Mineralstoffzusatz. Im Betrieb D werden 20.000 Legehühner in vollautomatischer Intensivhaltung in Batterien gehalten. Jeweils 3 Tiere sind in einem Käfig aufgestellt. Als Futter wird standardisiertes Legefutter verabreicht.

Die Sektion alter oder verendeter Hühner aus den Betrieben A und B ergab in ungefähr 50 % der Fälle Geflügeltuberkulose.

Die Anzahl der in den oben genannten Betrieben gehaltenen Hühner (n), Haltungsart und Rasse sowie Zeitraum der Probenahme sind in Tabelle 12 zusammengestellt.

TABELLE 12:

Anzahl (n) der in den Betrieben A, B, C und D gehaltenen Hühner, Haltungsart und Rasse sowie Zeitraum der Probenahme

Betrieb	A	B	C	D
n	25	50	25	20.000
Rasse: 3.73-Herbst 73	Italiener	Italiener	New Hampshire	weiße Leghorn- hybriden
Herbst 73-3.74	weiße Leghorn	weiße Leghorn	Italiener	weiße Leghorn- hybriden
Art der Haltung	"Mistkratzer"	"Mistkratzer"	"Mistkratzer"	"Batterie"
Zeitraum der Probenahme	26.3.73 - 20.3.74	27.3.73 - 20.3.74	30.4.73 - 25.3.74	29.10.73 - 20.3.74

Im folgenden sind die in den 4 Betrieben gehaltenen Hühnerrassen etwas näher charakterisiert:

Weißer Leghorn: Aus Italien kommend (Livorno), über Amerika wieder nach Europa zurückgekehrt. Im Äußeren bis auf das rein weiße Gefieder im Typ

kaum vom weißen Schlag des Italiener-Huhnes zu unterscheiden, in Pflege, Fütterung und Haltung jedoch anspruchsvoller. Wegen seiner hohen Leistungsfähigkeit wurde das Weiße Leghorn zum Prototyp des Intensivhuhns. Als solches ist es zur Ausgangsrasse für die moderne Hybridzüchtung geworden (129).

Italiener: Kommen in den verschiedensten Farbschlägen vor, in europäischen Ländern sind insbesondere die "Rebhuhnfarbigen Italiener" (= braune Leghorn) am verbreitetsten (129).

New Hampshire: Aus den Rhodeländern, den Plymouth Rocks und den Cornwall-Kämpfern gezüchtet, um die gewünschten Eigenschaften Fleisch- und Eierleistung zu vereinigen. Allerdings hat sich rasch eine Aufspaltung in Fleisch- und Eierlinien ergeben. Die New Hampshire haben in ihrer Bedeutung die Rhodeländer abgelöst und gelten heute als die leistungsfähigen Zwichühner. Bei hellbrauner Gefiederfarbe besitzen sie weißes Untergefieder und sind als Zuchttiere 4 bzw. 3 kg schwer (129).

Die jährliche Legeleistung wird für weiße Leghornhybriden mit 250 Eiern, für Italiener und New Hampshire mit 200 angegeben.

Zur Erfassung eines eventuellen Einflusses des Verkehrs und der Jahreszeit auf die Cd-, Pb- oder Hg-Gehalte von Eiern wurden insbesondere in den Betrieben A und B möglichst monatlich Eier entnommen.

Einen Überblick über die Anzahl der in den 4 Betrieben entnommenen Eier, über durchschnittliches Gewicht ohne Schale insgesamt und pro Entnahmetermin gibt Tabelle 13.

TABELLE 13:

Anzahl der Eiprobe pro Entnahmeterrn, durchschnittliches Eigewicht (ohne Schale), Gesamtzahl der pro Betrieb entnommenen Eier und deren durchschnittliches Eigewicht (ohne Schale)

Tag der Probenahme	Anzahl der Eier (n)				Ø Eigewicht ohne Schale			
	A	B	C	D	A	B	C	D
26.03.73	7				56.63			
27.04.	6	6			59.52	58.79		
30.04.			3				57.58	
28.05.	5	4			56.20	55.59		
25.06.	6	5			60.39	50.80		
22.07.	10	9	6		58.58	54.97	59.71	
16.08.	10	8			57.51	53.70		
11.10.	6	14			52.38	51.18		
29.10.				12				59.86
1.11.			8				55.77	
6.11.	12	11			50.81	53.28		
1.12.		7	3			48.34	48.54	
6.12.	8			4	50.54			59.81
3.02.74	10	10	8		52.53	57.53	58.63	
5.02.				11				56.09
20.03.	10	10		12	57.33	55.90		57.80
25.03.			10				56.57	
Gesamtzahl d. Eiprobe	90	84	38	39	55.67	54.01	56.13	58.39

Die Auswahl der Eier, durchschnittlich 7 - 10 je Entnahmeterrn und Betrieb, erfolgte in der Absicht, einen eventuellen Einfluß des Eigewichts auf den Cd-, Pb- und Hg-Gehalt im Ei miterfassen zu können. Zu diesem Zweck wurden pro Entnahme jeweils Eier unterschiedlichen Gewichts, schwere, mittelschwere und leichte, ausgewählt. Bei Schlachtschweinen

war nämlich über eine signifikante Korrelation zwischen Lebend- bzw. Schlachtgewicht und dem Cd-Gehalt in Nieren und Lebern berichtet worden (84). Das unterschiedliche Alter der Hühner sowie die Entnahme von Eiern zu verschiedenen Zeitpunkten während der Legeperiode ließen dieses Vorhaben realisierbar erscheinen. Insgesamt waren innerhalb eines Zeitraumes von etwa einem Jahr aus den Betrieben A, B und C sowie eines halben Jahres im Betrieb D 251 Eier untersucht worden. Das Durchschnittsgewicht aller 251 Eier ohne Schale betrug 55,52 g, der 90 Eier aus Betrieb A 55,67 g, der 84 Eier aus Betrieb B 54,01 g, der 38 aus Betrieb C 56,13 g sowie der 39 Eier aus Betrieb D 58,39 g.

V. EIGENE METHODIK

1. Vorbereitung der Proben

Nach Entfernung anhaftender Verunreinigungen wurden zur Ermittlung der exakten Frischeigewichte die Eier am Legetag gewogen und bis zur Bestimmung im Kühlschrank bei $+5^{\circ}\text{C}$ gelagert.

Am Untersuchungstag wurden die Eier vorsichtig aufgeschlagen und ihr Inhalt zur Homogenisierung verlustlos in gekühlte Zentrifugengläser übergeführt. Bei Bestimmung des Cd, Pb- und Hg-Gehaltes in Eidotter und Eiweiß mußten die beiden Fraktionen separat erfaßt und homogenisiert werden.

2. Aufschluß der Cadmium-, Blei- und Quecksilberproben

2.1 Aufschluß der Eier für die Cd-Bestimmung

Der Aufschluß der Eiproben für die Cd-Analyse erfolgte naß. Pro Probe wurden auf 10^{-4} g genau 10 g Untersuchungsmaterial in 500 ml Kjeldahlkolben aus Quarzglas eingewogen, mit 70 ml konz. Salpetersäure Suprapur und 12 ml Perchlorsäure versetzt, zunächst bis zur Dispersierung des Probenmaterials langsam erhitzt, dann bis zur Aufhellung und Klärung eingedampft. Der weißliche Rückstand wurde in Aqua dest. gelöst, nochmals bis zur Trockene eingeengt, mit wenig Aqua dest. in 100 ml Erlmeyerkolben filtriert und für die Messung anschließend mit Aqua dest. auf 100 ml aufgefüllt.

2.2 Aufschluß der Eier für die Pb-Bestimmung

Der Probenaufschluß für die Pb-Bestimmung geschah trocken. 10 g des im Ultraturrax homogenisierten Probenmaterials wurden mit einer Genauig-

keit von 10^{-4} g in mit Säure gereinigte und in Aqua dest. mehrfach gespülte Quarzgläser eingewogen, bei Temperaturen bis zu maximal 150°C im Trockenschrank vorgetrocknet und anschließend im Muffelofen durch langsames Steigern der Temperatur bis auf 420°C vorverascht. Dadurch konnten Verluste durch Verspritzen von Probenmaterial infolge zu raschen Temperaturanstiegs vermieden werden. Die Endveraschung erfolgte über Nacht bei 460°C im Nachveraschungsofen. Die Proben wurden dann im Exsikkator auf Zimmertemperatur abgekühlt, in 10 ml 0,65 %iger HNO_3 gelöst, unter Verwendung eines SELECTA Faltenfilterpapiers Nr. 597 1/2 verlustlos in 100 ml Erlmeyerkolben filtriert und zur Messung mit Aqua dest. auf 100 ml aufgefüllt. Pro Veraschungsgang wurden 2 Blindproben mit der gleichen Menge an Reagenzien wie zum Aufschluß des Probenmaterials ohne Einwaage angesetzt.

2.3 Aufschluß der Eier für die Hg-Bestimmung

Der Aufschluß des Untersuchungsmaterials für die Hg-Analyse erfolgte unter Druck naß in gasdichten Hochdruckpolyäthylenflaschen nach HÖLLERER und HOFFMANN (58). Dazu wurde 1 g homogenisiertes Probenmaterial jeweils in Dreifach-Ansätzen in 50 ml Polyäthylenflaschen eingewogen. Einem der Ansätze wurden zur Eichung der Meßanordnung $0,2\text{ }\mu\text{g Hg}$ (10^{-6} g/ml) als Quecksilbernitratlösung zugesetzt. Die Ermittlung des Blindwertes geschieht durch Ansetzen zweier Blindproben. Sie enthalten dieselben Reagenzien in der gleichen Menge wie sie zur Veraschung des Probengutes verwendet werden.

Zur Mineralisation versetzt man jeden Ansatz mit jeweils 15 ml konzentrierter Salpeter- und Schwefelsäure. Nach 2-stündigem Erhitzen bei 55°C im Wasserbad ist die Veraschung abgeschlossen. Die klare Lösung wird nach Abkühlen im Eisbad mit 30 ml eisgekühltem Aqua dest. und dann mit 0,8 g Kaliumpermanganat versetzt. Die wieder verschlossenen Polyäthylenflaschen werden dann auf dem Wasserbad bei ca. 55°C so lange erwärmt, bis beim Schütteln der Probe kein Schäumen mehr zu beobachten ist. Dies ist in der Regel nach 1 - 2 Stunden der Fall.

Abschließend kühlt man die Proben auf Raumtemperatur ab und gibt vorsichtig kristallines Hydroxylammonium unter Umschwenken in kleinen Mengen zu, bis das überschüssige Kaliumpermanganat neutralisiert und entfärbt ist. Aus dieser Lösung kann dann das Hg bestimmt werden.

3. Cadmium-, Blei- und Quecksilbermessung

Die Cd-, Pb- und Hg-Bestimmung erfolgte flammenlos atomabsorptionsspektrometrisch.

3.1 Cadmium und Blei

Zur Messung von Cd und Pb stand ein Atomabsorptionsspektrometer mit MASSMANN-Küvette und Gasstopp der Firma BECKMAN, Modell 444, zur Verfügung.

Dabei werden 10 µg der Probelösung in das Graphitrohr der Küvette mittels einer Mikropipette injiziert. Während der Atomisierung zeichnet der Potentiometerschreiber die Meßsignale auf.

Bei der Bestimmung von Cd und Pb konnten durch optimale Auswahl der einzelnen Aufheizstufen und -zeiten bei Trocknung, Veraschung und Atomisierung des Analysengutes störende Begleitstoffe der Matrix thermisch zerstört und eventuelle Verluste durch Verspritzen der Probelösung vermieden werden. Von jeder Probe wurden Vierfachbestimmungen und je Meßtag zu Eich- und Kontrollzwecken mehrere Doppelbestimmungen mit Eich- und Blindproben vorgenommen.

Für die Messung von Cd und Pb erwiesen sich folgende Einstellungen am Schaltpult des Atomabsorptionsspektrometers als optimal:

	Cd		Pb	
Resonanzlinie	228.3 nm		283.3 nm	
Einstelldaten am Schaltput	°C	sec	°C	sec
Trocknungsstufe	150	18	120	20
Veraschungsstufe	350	45	450	12
Atomisierungsstufe	2400	5	2600	6
Aufheizstufe	2800	3	2800	3

3.2 Quecksilber

Die Messung des Quecksilbers erfolgte mit einem COLEMAN, Modell MAS - 50, Mercury-Analyzer der Firma PERKIN-ELMER, einem flammenlosen Atomabsorptionsspektrometer für Hg. In diesem Gerät mißt ein Photmultiplier die Lichtschwächung des Strahls einer eingebauten Quecksilberlampe auf der 253.7 nm Absorptionslinie. Für den Transport des Quecksilberdampfes durch die Küvette dient Luft als Trägergas.

Zur Gewährleistung einer konstanten Einstellung von Nullpunkt und Endausschlag erwies sich die Einschaltung des Gerätes bereits einige Stunden vor der Messung als zweckmäßig.

Zur Hg-Messung wird die aufgeschlossene Probenlösung unter Nachspülen mit 2 x 5 ml Aqua dest. aus den Hochdruckpolyäthylenflaschen in das Meßgefäß, einen 200 ml Erlmeyer-Schliffkolben, übergeführt und vor Aufsetzen des Blasenbildners auf den Kolben mit 10 ml des Reduktionsmittels, einer täglich frisch zubereiteten, salzsauren Zinn-II-Chloridlösung, versetzt. Die Messung des Quecksilbers erfolgt bei eingeschalteter "Memory"-Schaltung. Das Maximum an Absorption wird dabei nach 1 - 2 Minuten Meßzeit erreicht. Die Spülung der Meßküvette mit Luft und des Blasenbildners mit Aqua dest. nach jeder Messung beschleunigen die Rückkehr des Zeigerausschlags auf die Basislinie des Anzeigegerätes. Jede Probe wurde 3-mal gemessen und die erhaltenen Extinktionen zur Berechnung des Hg-Gehaltes gedrittelt.

4. Berechnung der Cadmium-, Blei- und Quecksilberkonzentrationen

Zur Eichung der Meßanordnung werden wie bei anderen analytischen Verfahren in der AAS

Eich- oder Kalibrierungskurven

oder die sogenannte

Additionsmethode bzw. Zumischungsmethode

verwendet (24).

Die Erstellung einer Eichkurve erfordert zumindest die Messung der Extinktion zweier verschiedener Konzentrationen, möglichst in der Nähe der zu erwartenden Probenkonzentration. Voraussetzung ist allerdings ein linearer Verlauf der Kurve, d. h., daß sich die Extinktion proportional der Konzentration verhält und damit dem BEER-LAMBERT'schen Gesetz folgt. Mit der Eichkurve kann auf die Konzentration im Analysenmaterial geschlossen werden.

Zur Aufstellung einer Eichkurve werden im allgemeinen wässrige Eichstandards verwendet. Oft weisen sie jedoch nicht die gleichen physikalischen Eigenschaften wie die Probenlösungen auf. Häufig weichen sie z. B. in Viskosität und Dichte voneinander ab. Auch werden bestimmte Matrixeffekte nicht miteerfaßt. Sie tragen auch zum "Background" mit bei. Außerdem wird die "Tagesform" des Gerätes nicht ausreichend berücksichtigt, es sei denn, die Eichkurve wird täglich neu erstellt. Die Unterlassung führt zu erheblichen Fehlern bei der Berechnung der Probenkonzentration.

Diese Nachteile beim Arbeiten mit Eichkurven lassen sich bei der Zumischungsmethode, d. h. der Zugabe der Eichsubstanz zur Probe vor oder nach ihrem Aufschluß praktisch vermeiden (165).

Aus den oben erwähnten Gründen erfolgte die Eichung der Meßanordnung für die Cd-, Pb- und Hg-Bestimmung nach der Zumischungsmethode.

Bei der praktischen Durchführung wurde einem der Cd- bzw. Pb-Aufschlüsse innerhalb einer Mehrfachbestimmung unmittelbar vor der Messung 0,5 µg Cd bzw. Pb (= 0,005 ppm) zugemischt. Bei der Hg-Bestimmung erfolgte jedoch die gründliche Vermischung von 0,2 µg Eichlösung [1 µg Hg/ml ($\text{Hg}(\text{NO}_3)_2$) in wässriger Lösung] mit einer der homogenisierten Proben, innerhalb einer Mehrfachbestimmung vor dem Aufschluß. Zur Ermittlung eventueller matrixbedingter Untergrundabsorptionen (= Background) im Aufschluß wurde das Signal auf benachbarten Wellenlängen ohne Resonanzabsorption gemessen.

Sowohl bei der Cd-, Pb- wie auch Hg-Bestimmung verlief die Eichgerade innerhalb bestimmter Konzentrationsbereiche linear.

Eine für die Cd-Bestimmung mittels der Zumischmethode aufgestellte Eichgerade gibt Abbildung 5 wieder. Dabei entsprechen nach Abzug des Extinktionswertes der Blindprobe:

0,5 µg Cd (= 0,005 ppm) $\hat{=}$ 10,3 E (E = Extinktionseinheiten)

1,0 µg Cd (= 0,01 ppm) $\hat{=}$ 20,3 E

2,0 µg Cd (= 0,02 ppm) $\hat{=}$ 40,5 E

4,0 µg Cd (= 0,04 ppm) $\hat{=}$ 82,0 E

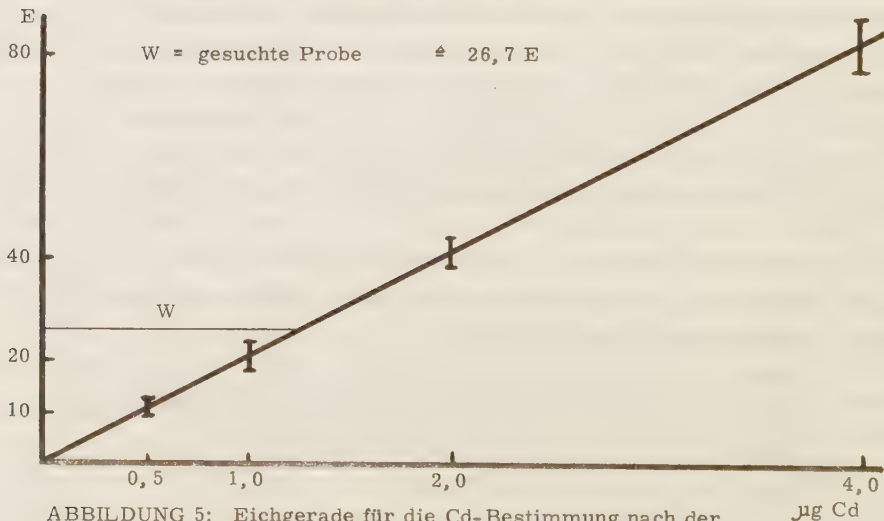


ABBILDUNG 5: Eichgerade für die Cd-Bestimmung nach der Zumischmethode (nach Abzug der Extinktion des Blindwertes)

Die praktische Berechnung der Cd- und Pb-Konzentrationen erfolgte nach der Gleichung:

$$x = \frac{y \times W}{(A - W) \times B} \quad (\text{ppm})$$

Berechnung der Hg-Konzentrationen:

$$x = \frac{y \times W}{E \times A - W \times B} \quad (\text{ppm})$$

In den Formeln symbolisieren im einzelnen:

- W die Extinktion der Analysenprobe nach Abzug der Extinktion der Blindprobe,
- y eine bekannte Menge Eichsubstanz als Eichlösung [μg] und
- A die Extinktion einer zweiten Analysenprobe, der eine bekannte Menge Eichlösung y zugesetzt wurde, ebenfalls nach Abzug des Blindwertes ("Eichprobe")
- E = Einwaage der Probe ohne Zugabe,
- B = Einwaage der Eichprobe und
- x = die gesuchte Konzentration der jeweiligen Probe.

5. Nachweisgrenze, Wiederfindungsrate und Reproduzierbarkeit

Nachweisgrenze:

Die Ermittlung der unteren Nachweisgrenze erfolgte nach der KOCH'schen Definition für die Nachweisgrenze (75). Sie fordert, daß die Differenz zwischen der mittleren Meßgröße und dem mittleren Blindwert größer ist als ein vielfaches K der Standardabweichung der Blindwerte. Für $K = 3$ (statistische Sicherheit 99,9 %) errechnen sich folgende untere Nachweisgrenzen:

für Cd	0,050 µg absolut,
für Pb	0,085 µg absolut und
für Hg	0,025 µg absolut,

als Grenzkonzentration in µg/ml:

für Cd	0,0005 (µg ml ⁻¹)
für Pb	0,00085 (µg ml ⁻¹)
für Hg	0,0005 (µg ml ⁻¹)

Wiederfindungsrate:

Zur Ermittlung der Wiederfindungsrate wurden 10 Ansätzen eines Eihomogenisats 0,5 µg Cd oder Pb bzw. 0,2 µg Hg zugesetzt. Es ergaben sich folgende prozentuale Wiederfindungsraten, Schwankungsbreiten und Standardabweichungen:

	Cd	Pb	Hg
Wiederfindungsrate (%)	96,1	95,7	97,9
Schwankungsbreite (%)	90 - 109	89 - 103	90 - 107
Standardabweichung (%)	$\pm$ 5,5	$\pm$ 4,3	$\pm$ 6,1

Reproduzierbarkeit:

Neben der Wiederfindungsrate wurde gleichzeitig die Reproduzierbarkeit der Untersuchungsmethoden geprüft sowie ein Vergleich von Eichgeradenmethode und Zumischverfahren für Cd und Pb durchgeführt.

Mit der Eichgeradenmethode ließen sich sowohl bei der Cd- wie auch Pb-Bestimmung keine reproduzierbaren Werte erzielen. Wässrige Standardlösungen mit 0,5, 1,0 und 2,0 µg Cd bzw. Pb ergaben bedeutend höhere Meßsignale als Probelösungen mit den gleichen Mengen Cd bzw. Pb. Mit dem Zumischverfahren wurde dagegen eine zufriedenstellende Reproduzierbarkeit erreicht.

Die Standardabweichung innerhalb 12 Proben eines Eihomogenisats betrug bei Cd 0,022 absolut bzw. $\pm$ 5,2 % relativ, bei Pb 0,017 absolut bzw. $\pm$ 3,9 %.

In 5 Proben eines Eihomogenisats belief sich die Standardabweichung für Hg auf 0,023 absolut bzw. $\pm$ 5,7 % relativ.

VI. ERGEBNISSE UND BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE

A. DARSTELLUNG DER ERGEBNISSE

Die Ergebnisse der Untersuchungen sind in den Tabellen 14 - 24 zusammengestellt.

Tabelle 14 gibt Auskunft über die in den einzelnen Eiern ermittelten Cd-, Pb und Hg-Gehalte. Außerdem sind Tag und Betrieb, die Einzelgewichte der Eier ohne Schale sowie mittleres Eigewicht, Standardabweichung und Variationskoeffizient am gleichen Termin entnommener Eier angegeben.

In den Tabellen 15 - 18 wurden jeweils der mittlere Cd-Gehalt, Schwankungsbreite, Standardabweichung, Variationskoeffizient sowie Anzahl der aus den einzelnen Betrieben entnommenen Eier nach Entnahmetermin zusammengestellt,

in Tabelle 15 für Eier aus dem Betrieb A,

in Tabelle 16 für Eier aus dem Betrieb B,

in Tabelle 17 für Eier aus dem Betrieb C und

in Tabelle 18 für Eier aus dem Betrieb D.

Die Tabellen 19 - 22 informieren in der gleichen Art wie die Tabellen 15 - 18 über die Pb-Gehalte der untersuchten Eier,

Tabelle 19 für Eier aus dem Betrieb A,

Tabelle 20 für Eier aus dem Betrieb B,

Tabelle 21 für Eier aus dem Betrieb C und

Tabelle 22 für Eier aus dem Betrieb D.

Tabelle 23 gibt Auskunft über die Cd- und Pb-Gehalte in Eiklar und Dotter von Eiern, bei denen zur Feststellung der Verteilung von Cd bzw. Pb im Ei beide Fraktionen separat auf diese beiden Schwermetalle untersucht worden waren.

Tabelle 24 enthält Durchschnittsgehalt, Schwankungsbreite, Standardabweichung und Variationskoeffizient aller auf Hg untersuchten Eier. Sie stammen aus den Betrieben A, B und C. Aus Betrieb D wurden Eier nicht auf Hg untersucht.

Cd-, Pb- und Hg-Gehalte (ppm Fg⁺) im eßbaren Teil der untersuchten Eier sowie Einzelgewichte (g), Durchschnittsgewichte, Standardabweichung und Variationskoeffizient der zu gleichen Terminen aus den einzelnen Betrieben entnommenen Eier sind aus Tabelle 14 ersichtlich.

TABELLE 14:

Cd-, Pb- und Hg-Gehalte (ppm Fg⁺) im eßbaren Teil der untersuchten Eier sowie Einzelgewichte (g), Durchschnittsgewichte, Standardabweichung und Variationskoeffizient der zu gleichen Terminen aus den einzelnen Betrieben entnommenen Eier

Fg⁺ = Frischgewicht

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
26.3.73	A		.012			54,659			
			.021			59,002			
			.011			54,749			
			.006			54,285			
			.005			62,194			
			.018			54,875			
			.037			56,653			
		7					56,631	2,961	5,2 %
27.4.	A		.004			62,663			
			.026			60,976			
			.018			60,240			
			.024			61,400			
			.012			58,835			
			.038			53,037			

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm	Hg Fg ⁺	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
27.4.	A	6					59,5253	3,4220	+ 5,74 %
	B		.001			61,799			
			.002			59,269			
			.001			61,237			
			.006			60,172			
			.024			57,484			
			.048			52,797			
30.4.	C	6					58,793	3,311	+ 5,6 %
			.011			57,810			
			.009			56,682			
			.014			58,272			
28.5	A	3					57,588	0,818	+ 1,4 %
			.023			58,198			
			.002			53,733			
			.015			57,703			
			.005			55,301			
			.018			56,107			
28.5	B	5					56,208	1,813	+ 3,2 %
			.062			63,201			
			.002			50,942			
			.033			57,143			
			.008			51,106			
28.5		4					55,598	5,832	+ 10,5 %

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm	Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
25.6	A		.014 .016 .013 .043 .034 .014				61,104 54,108 59,444 52,243 65,496 69,972			
		6						60,395	6,710	± 11,1 %
	B		.020 .016 .009 .014 .030				50,262 52,537 43,535 52,865 54,805			
		5						50,800	4,370	± 8,6 %
22.7.	A		.028 .010 .027 .018 .001 .014 .001 .011 .001 .002	.129 .065 .073 .064 .035 .020 .037 .027 .042 .038	.000 .009 .023 .000 .000 .025 .008		58,864 58,519 51,658 53,361 64,390 62,245 60,432 57,274 57,900 61,190			
		10						58,583	3,871	± 6,6 %

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
22. 7.	B		.020	.103	.000	57,141			
			.020	.046		57,254			
			.036	.065	.004	58,629			
			.008	.020	.000	57,262			
			.002	.073		58,823			
			.012	.027		52,974			
			.013	.063	.000	52,723			
			.004	.058	.001	48,884			
			.011	.076	.000	51,062			
		9					54,972	3,619	+ 6,6 %
	C		.052	.079	.010	58,890			
			.001	.056		64,677			
			.051	.078	.041	57,999			
			.014	.061	.000	57,023			
			.002	.033		57,787			
			.002	.100	.002	61,926			
		6					59,717	2,970	+ 5,0 %
16.8.	A		.018	.116	.010	54,925			
			.026	.053	.003	50,376			
			.013	.037	.002	57,188			
			.017	.048		57,428			
			.056	.009		59,423			
			.041	.044		61,569			
			.075	.055	.007	53,142			

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm	Fg ⁺	Hg	Einzelgewicht (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
16.8.	A		.023	.198			59,906			
			.016	.201			62,245			
			.033	.038			58,969			
		10						57,516	3,758	+ 6,5 %
	B		.012	.107		.024	61,586			
			.027	.052		.000	52,563			
			.061	.123		.003	55,546			
			.032	.132		.019	56,135			
			.073	.026			63,983			
			.059	.091			56,772			
			.052	.027		.004	42,599			
			.034	.013		.001	40,457			
		8						53,705	8,337	+ 15,5 %
11.10.	A		.026	.068		.027	43,227			
			.021	.048			45,708			
			.019	.079			48,221			
			.018	.038		.031	50,577			
			.029	.091			62,475			
			.032	.068		.009	64,086			
		6						52,382	8,807	+ 16,8 %
	B		.012	.047			47,618			
			.025	.050			44,706			
			.014	.075		.013	49,273			
			.021	.193			51,545			
			.016	.087			48,023			

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
11.10.	B		.021	.122	.021	56,409			
			.020	.056		49,487			
			.034	.150		53,466			
			.026	.131		53,113			
			.028	.031		51,264			
			.041	.074	.024	52,437			
			.027	.128		51,660			
			.046	.056		54,261			
			.042	.090		53,309			
		14					51,184	3,080	+ 6,0 %
29.10.	D		.019	.053		60,203			
			.039	.093		59,340			
			.038	.070		73,023			
			.050	.109		54,629			
			.033	.072		57,709			
			.037	.032		58,427			
			.028	.010		52,266			
			.016	.023		54,275			
			.020	.046		59,019			
			.032	.059		65,422			
			.036	.080		66,867			
			.075	.062		57,143			
		12					59,860	5,914	+ 9,9 %

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
1.11.	C		.038	.123		55,505			
			.038	.065		51,838			
			.058	.095		61,750			
			.042	.045		58,217			
			.043	.110		63,710			
			.044	.048		62,477			
			.037	.037		49,259			
			.036	.036		43,432			
		8					55,773	7,171	+ 12,9 %
6.11.	A		.030	.035		48,139			
			.023	.121		48,132			
			.017	.040		44,428			
			.004	.042		45,632			
			.047	.074		64,109			
			.052	.092		68,027			
			.036	.025		48,253			
			.035	.032		48,716			
			.038	.105		46,537			
			.046	.055		44,838			
			.042	.015		49,707			
			.041	.021		53,309			
		12					50,819	7,552	+ 14,9 %

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
6.11.	B								
			.022	.034		51,961			
			.034	.039		56,739			
			.040	.062		56,078			
			.045	.059		52,132			
			.038	.077		60,843			
			.050	.121		64,619			
			.031	.061		44,878			
			.040	.074		49,154			
			.054	.000		47,587			
			.040	.016		51,544			
			.039	.002		50,603			
		11					53,285	5,821	+ 10,9 %
1.12.	D								
			.030	.047		47,288			
			.032	.050		51,702			
			.016	.038		46,843			
		3					48,544	2,753	+ 5,7 %
6.12.	A								
			.014	.012		49,143			
			.030	.052		54,013			
			.033	.046		54,600			
			.017	.008		50,762			
			.014	.009		55,388			
			.028	.024		47,672			
			.026	.043		48,712			

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
6.12.	A	8	.042	.006		44,075			
							50,545	3,917	± 7,7 %
	B		.024	.007		53,710			
			.045	.001		55,494			
			.025	.007		55,233			
			.037	.012		38,088			
			.031	.018		52,116			
			.028	.002		40,689			
			.033	.108		43,086			
							48,345	7,450	± 15,4 %
	D	7	.025	.006		44,635			
			.028	.052		66,353			
3. 2.74	A	4	.020	.037		67,807			
			.030	.094		59,255			
							59,512	10,599	± 17,8 %
			.042	.058		70,194			
			.040	.052		54,983			
			.035	.118		53,740			
			.038	.058		54,097			
			.034	.055		50,374			
			.053	.103		51,728			
			.036	.062		50,322			
			.045	.084		46,879			

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
3. 2.	A	10	.044	.080		48,159			
			.012	.099		44,913			
	B		.031	.077		67,713	57,539	7,001	+ 13,3 %
			.040	.055		67,590			
			.019	.053		68,542			
			.039	.104		62,203			
			.036	.125		56,354			
			.017	.076		49,850			
			.045	.060		51,370			
			.055	.095		50,359			
			.032	.087		56,227			
			.040	.082		45,181			
			C	10	.028	.037		61,056	57,539
	.029	.027				60,468			
	.032	.028				61,877			
	.012	.067				60,708			
	.031	.010				59,006			
	.026	.062				59,292			
	.022	.024				57,626			
	.032	.006				49,017			
			8					58,631	4,108

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
5. 2.	D		.043	.021		67,115			
			.038	.030		68,007			
			.046	.004		66,839			
			.047	.034		54,665			
			.039	.015		53,760			
			.044	.002		51,265			
			.057	.104		53,001			
			.027	.011		51,085			
			.036	.034		51,660			
			.009	.027		48,757			
			.043	.001		50,888			
20. 3.	A	11					56,095	7,382	+ 13,2 %
			.028	.000		66,342			
			.031	.119		65,839			
			.036	.063		66,022			
			.026	.014		59,173			
			.030	.056		56,475			
			.028	.041		52,654			
			.025	.015		52,770			
			.028	.017		48,398			
			.030	.022		55,650			
			.027	.020		50,011			
		10					57,333	6,767	+ 11,8 %

Tag d. Probe- nahme	Betrieb	Anzahl Eier (n)	Cd	Pb ppm Fg ⁺	Hg	Einzelgew. (g)	Ei ohne Schale Mittelwert (g)	s absolut	Variations- koeffizient
20. 3.	B		.038 .035 .037 .036 .029 .036 .037 .027 .033 .034	.021 .092 .009 .024 .055 .006 .031 .024 .008 .004		66,390 60,866 57,390 56,255 54,845 54,686 51,637 54,730 54,429 51,831			
		10					55,906	4,780	± 8,6 %
	D		.024 .019 .025 .024 .025 .019 .024 .020 .024 .022 .026	.065 .039 .051 .002 .009 .132 .096 .059 .047 .001 .001		68,814 64,899 64,630 63,567 57,785 55,738 56,340 56,280 51,981 52,996 49,315			

251 aus den Betrieben A, B, C und D untersuchte Eier (ohne Schale) enthielten im Schnitt 0,027 ppm Cd/Fg bei einer Standardabweichung $\pm 0,014$ ppm. Die Einzelwerte schwankten zwischen 0,001 und 0,075 ppm. Der Variationskoeffizient betrug $\pm 51,9$ %.

Der durchschnittliche Pb-Gehalt von 209 Eiern aus den Betrieben A, B, C und D belief sich auf 0,053 ppm Fg, die Standardabweichung auf 0,039. Die Streubreite der Einzelwerte lag zwischen n.n. und 0,201 ppm, der Variationskoeffizient bei $\pm 73,6$ %.

Der durchschnittliche Hg-Gehalt der 33 aus den Betrieben A, B und C auf Hg untersuchten Eier betrug 0,010 ppm Hg/Fg, die Schwankungsbreite n.n. - 0,041 ppm. Die Standardabweichung belief sich auf 0,011 absolut, der Variationskoeffizient ± 113 %.

Der Mittelwert aller 251 Eigewichte betrug 55,523 g, die Standardabweichung 6,547 absolut.

1. Cadmium im eßbaren Anteil des Eies

Tabelle 15 informiert über Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte der im Betrieb A an 11 verschiedenen Terminen entnommenen Eierkollektive.

TABELLE 15:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereiche, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte im Betrieb A entnommener Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Cd/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Cd/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
<u>1973</u>					
26.03.	7	0.016	0.005-0.037	0.011	+ 71,2
27.04	6	0.020	0.004-0.038	0.012	+ 58,2
28.05.	5	0.013	0.002-0.023	0.009	+ 72,0
25.06.	6	0.022	0.013-0.043	0.013	+ 58,3
22.07.	10	0.010	0.001-0.028	0.011	+ 108,9
16.08.	10	0.032	0.013-0.075	0.020	+ 63,1
11.10.	6	0.024	0.018-0.032	0.006	+ 22,8
6.11.	12	0.034	0.004-0.052	0.014	+ 40,4
6.12.	8	0.025	0.014-0.042	0.010	+ 39,4
<u>1974</u>					
3.02.	10	0.038	0.012-0.053	0.011	+ 28,0
20.03.	10	0.029	0.025-0.036	0.003	+ 10,5
26.03.73 - 20.03.74	90	0.025	0.001-0.075	0.014	+ 57,1

Insgesamt waren aus dem Betrieb A 90 Eier untersucht worden. Ihre Entnahme erfolgte an 11 verschiedenen Terminen in der Zeit vom 26.3.1973

bis 20.3.1974. Der durchschnittliche Cd-Gehalt belief sich in den Eiern auf 0,025 ppm Fg, die Standardabweichung auf 0,014 absolut und der Variationskoeffizient + 57 %. Die Cd-Einzelwerte der untersuchten Eier schwanken zwischen 0,001 ppm Fg bei einem am 22.7.1973 entnommenen Ei und 0,075 ppm Fg bei einem Ei, das am 16.8.1973 entnommen worden war. Die Cd-Mittelwerte der untersuchten Eierkollektive streuen zwischen + 0,010 ppm Fg in den am 26.3.1973 und 0,038 ppm Fg in den am 3.2.1974 entnommenen Eiern. Dabei war ab 16.8.1973 bei zunehmenden Cd-Gehalten in den Eikollektiven eine Abnahme der Variationskoeffizienten bis auf + 10,5 % im Eikollektiv vom 20.3.1974 beobachtet worden.

Tabelle 16 gibt eine Übersicht über Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte der im Betrieb B an 10 verschiedenen Terminen entnommenen Eierkollektive.

TABELLE 16:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereich, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte im Betrieb B entnommener Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier	ppm Cd/Fg	Schwankungsbereich	s	Variationskoeffizient
		$\bar{x}$		absolut	%
<u>1973</u> 27.04.	6	0.013	0.001-0.047	0.019	+ 139.6
28.05.	4	0.026	0.002-0.062	0.027	+ 104.2
25.06.	5	0.018	0.009-0.030	0.008	+ 43.5
22.07.	9	0.012	0.002-0.036	0.011	+ 89.8
16.08.	8	0.044	0.012-0.073	0.021	+ 47.1
11.10.	14	0.027	0.012-0.046	0.011	+ 39.6
6.11.	11	0.039	0.022-0.054	0.009	+ 21.9
6.12.	7	0.032	0.024-0.045	0.007	+ 22.9
<u>1974</u> 3.02.	10	0.035	0.018-0.055	0.011	+ 31.7
20.03.	10	0.034	0.027-0.038	0.004	+ 10.5
27.04.73 - 20.03.74	84	0.029	0.001-0.073	0.016	+ 53.6

Aus Betrieb B gelangten insgesamt 84 Eier zur Untersuchung. Sie waren an 10 Terminen in der Zeit vom 27.4.1973 bis 20.3.1974 entnommen worden. Ihr durchschnittlicher Cd-Gehalt betrug 0,029 ppm Fg, die Standardabweichung 0,015 absolut, bei einer Schwankungsbreite von 0,001 - 0,073 ppm, der Variationskoeffizient $\pm 53 \%$. Den geringsten Cadmiumgehalt wies mit 0,001 ppm ein am 27.4.1973, den höchsten mit 0,073 ppm ein am 16.8.1973 entnommenes Ei auf. Der im Schnitt höchste Cd-Gehalt wurde im Eikollektiv vom 16.8.1973 gemessen, der niedrigste in den am 22.7.1973 entnommenen Eiern. Er betrug 0,044 bzw. 0,012 ppm Cd. Noch ausgeprägter als im Betrieb A nahm im Verlauf des Jahres in den Eierkollektiven des Betriebes B der Variationskoeffizient ab. Die Abnahme setzte allerdings schon nach dem ersten Entnahmetermin ein und nicht wie in Betrieb A erst ab 16.8.1973. Der Variationskoeffizient erniedrigte sich im Verlauf der Entnahmeperiode (27.4.1973 - 20.3.1974) von $\pm 139,6 \%$ am 27.4.1973 um 129 % auf $\pm 10,5 \%$ am 20.3.1974. Die Tendenz einer Zunahme der durchschnittlichen Cd-Gehalte im Verlauf der Probenahmezeit war bei den Eiern aus dem Betrieb B schon früher als bei denen aus Betrieb A erkennbar.

Die durchschnittlichen Cd-Gehalte in Eiern aus den beiden autobahnnahe Betrieben A und B unterschieden sich nur geringfügig. Sie lagen in Betrieb B im Schnitt nur um 0,004 ppm Cd höher als in Betrieb A. Auch Standardabweichungen, Variationskoeffizienten und Schwankungsbreiten differieren kaum.

Aus Tabelle 17 sind Umfang der Eierkollektive aus dem Betrieb C, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten ihrer Cd-Gehalte ersichtlich.

TABELLE 17:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereiche, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte aus dem Betrieb C entnommener Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier	ppm Cd/Fg	Schwankungsbereich	s	Variationskoeffizient
		$\bar{x}$	ppm Cd/Fg	absolut	%
<u>1973</u> 30.04.	3	0.011	0.008-0.014	0.003	+ 24.8
22.07.	6	0.020	0.001-0.052	0.025	+ 122.8
1.11.	8	0.042	0.036-0.058	0.007	+ 16.9
1.12.	3	0.026	0.016-0.032	0.009	+ 33.2
<u>1974</u> 3.02.	8	0.026	0.012-0.032	0.007	+ 25.8
25.03.	10	0.020	0.015-0.027	0.003	+ 17.3
30.4.1973 - 25.3.1974	38	0.026	0.001-0.058	0.014	+ 55.1

Aus dem autobahnfernen Betrieb C waren in der Zeit vom 30.4.1973 bis 25.3.1974 an 6 verschiedenen Terminen insgesamt 38 Eier entnommen worden.

Ihr durchschnittlicher Cd-Gehalt betrug 0,026 ppm Fg, die Standardabweichung + 0,014 absolut bei einer Schwankungsbreite der Einzelwerte zwischen 0,001 - 0,058 ppm. Der Variationskoeffizient ergibt sich daraus zu + 55 %.

Den geringsten Cd-Gehalt enthielt mit 0,001 ppm Fg ein Ei, daß am 22.7.1973 entnommen worden war, den höchsten mit 0,058 ppm Fg ein am 1.11.1973 entnommenes Ei; den niedrigsten durchschnittlichen Cd-Gehalt mit 0,011 ppm das Probenkollektiv vom 30.4.1973, den höchsten mit 0,042 ppm die am 1.11.1973 entnommenen Eier.

Der Cd-Mittelwert aller aus dem Betrieb C untersuchten Eier, seine Standardabweichung sowie der Variationskoeffizient bewegten sich in der Höhe der Werte für die Eier aus den Betrieben A und B. Lediglich die Schwankungsbreite der Cd-Einzelwerte um den Mittelwert differierte weniger stark.

Im Unterschied zu Eiern bzw. Eikollektiven aus den in unmittelbarer Nähe links oder rechts der Autobahn gelegenen Betrieben A und B war im Betrieb C eine Zunahme der Cd-Gehalte in den Eiern im Verlauf des Untersuchungszeitraumes kaum gegeben oder nicht so augenfällig zu beobachten. Ähnliches trifft auch für die Abnahme der Variationskoeffizienten zu. Sie schwanken ohne erkennbaren Trend.

Tabelle 18 gibt Auskunft über den Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte im Betrieb D entnommener Eierkollektive.

TABELLE 18:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereich, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Cd-Gehalte im Betrieb D entnommener Eierkollektive.

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Cd/Fg $\bar{x}$	Schwankungs- bereich ppm Cd/Fg	s absolut	Variations- koeffizient %
<u>1973</u> 29.10.	12	0.035	0.016-0.075	0.016	+ 44.9
6.12.	4	0.025	0.020-0.029	0.004	+ 16.3
<u>1974</u> 5.02.	11	0.039	0.009-0.057	0.013	+ 32.9
20.03.	12	0.023	0.019-0.026	0.002	+ 10.5
20.10.1973 - 20.3.1974	39	0.031	0.009-0.075	0.013	+ 40.8

Insgesamt kamen aus dem Betrieb D, ebenfalls wie Betrieb C ein "auto-bahnferner" Betrieb, 39 Eier zur Untersuchung. Sie wurden an 4 Terminen

in der Zeit vom 29.10.1973 bis 20.3.1974 entnommen und dienten zusammen mit den Eiern aus Betrieb C als Kontrollen beim Vergleich der Cd-Gehalte und ihrer Schwankungsbreiten von Eiern aus autobahnnahen, stark verkehrsexponierten Gebieten mit solchen aus autobahnfernen, kaum verkehrsbelasteten Arealen. 4 Entnahmetermine erscheinen für den Betrieb D als ausreichend, da in ihm die Legehennen durch Aufstallung in Batterien weitgehend einheitlich gehalten und gefüttert wurden, viel einheitlicher jedenfalls als die "Mistkratzer" in den Betrieben A, B und C. Der durchschnittliche Cd-Gehalt aller aus diesem Betrieb untersuchten Eier belief sich auf 0,031 ppm Fg. Die Schwankungsbreite betrug 0,009 - 0,075 ppm, die Standardabweichung $\pm$ 0,013 absolut, der Variationskoeffizient nicht ganz $\pm$ 41 %.

Der geringste Cd-Gehalt wurde mit 0,009 ppm bei einem am 5.2.1974 entnommenen Ei ermittelt, der höchste mit 0,075 ppm in einem Ei, das am 29.10.1973 entnommen worden war.

Das Kollektiv mit dem im Mittel niedrigsten Cd-Gehalt war am 20.3.1974 mit 0,023 ppm Fg, das mit dem höchsten 0,039 ppm Fg am 5.2. des gleichen Jahres entnommen worden. Die nur wenigen Entnahmetermine im Winterhalbjahr 1973/74 lassen in den Eierkollektiven weder eine Zunahme der Cd-Gehalte noch eine Abnahme der Variationskoeffizienten im Verlauf der Untersuchungsperiode erkennen.

Der durchschnittliche Cd-Gehalt der Eier des Betriebes D lag höher als in den übrigen Betrieben. Schwankungsbreite und die Abweichung der Einzelwerte vom Mittelwert differieren dagegen kaum von den entsprechenden Daten aus den anderen Betrieben. Der Variationskoeffizient lag mit 40,8 % allerdings niedriger als bei den untersuchten Eiern aus den Betrieben A, B und C.

2. Blei im eßbaren Anteil des Eies

Tabelle 19 bringt eine Zusammenstellung des Umfangs, der Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte in den Eierkollektiven aus dem Betrieb A.

TABELLE 19:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereiche, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte aus dem Betrieb A entnommener Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Pb/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Pb/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
1973 22.07.	10	0.053	0.020-0.129	0.032	+ 60.1
16.08.	10	0.080	0.009-0.201	0.069	+ 85.8
11.10.	6	0.065	0.038-0.091	0.020	+ 29.9
6.11.	12	0.055	0.015-0.121	0.035	+ 64.0
6.12.	8	0.025	0.006-0.052	0.019	+ 76.6
1974 3.02.	10	0.077	0.052-0.118	0.023	+ 30.5
20.03.	10	0.037	n.n. -0.119	0.035	+ 95.1
22.7.1973 - 20.3.1974	66	0.056	n.n. -0.201	0.041	+ 72.2

66.Eier aus dem Betrieb A waren auch auf Pb untersucht worden. Ihre Entnahme erfolgte an 7 Terminen zwischen 22.3.1973 und 20.3.1974. Sie enthielten im Schnitt 0,056 ppm Pb/Fg bei einer Standardabweichung von + 0,041. Dem entspricht ein Variationskoeffizient von + 72,2 %.

Die Einzelwerte der Pb-Gehalte in den Eiern schwankten zwischen nicht nachweisbar und 0,201 ppm Fg. Den geringsten Pb-Gehalt enthielt mit n.n. ein am 20.3.1974, den höchsten mit 0,201 ppm Fg ein am 16.8.1973 entnommenes Ei. Das Eikollektiv mit dem im Schnitt geringsten Pb-Gehalt (0,025 ppm) war am 6.12.1973, die mit den durchschnittlich höchsten Pb-Werten am 16.8.1973 (0,080 ppm) bzw. 3.2.1974 (0,077 ppm) entnommen worden.

Ein Zusammenhang zwischen den durchschnittlichen Pb-Gehalten der einzelnen Eierkollektive und ihrer Entnahme besteht, wie auch die Variationskoeffizienten erkennen lassen, offensichtlich nicht.

Tabelle 20 informiert über Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte aus dem Betrieb B entnommener Eierkollektive.

TABELLE 20:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereich, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte im Betrieb B entnommener Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Pb/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Pb/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
<u>1973</u> 22.07.	9	0.059	0.020-0.103	0.026	+ 43.4
16.08.	8	0.071	0.013-0.132	0.048	+ 66.6
11.10.	14	0.092	0.031-0.193	0.047	+ 50.5
6.11.	11	0.049	n.n. -0.121	0.036	+ 72.7
6.12.	7	0.022	0.001-0.108	0.038	+ 174.9
<u>1974</u> 3.02.	10	0.081	0.053-0.125	0.023	+ 28.0
20.03.	10	0.027	0.004-0.092	0.027	+ 99.6
22.7.1973 - 20.3.1974	69	0.060	n.n. -0.193	0.043	+ 70.7

Die Zahl der aus Betrieb B auf Pb untersuchten Eier betrug insgesamt 69. Ihre Entnahme verteilte sich auf 7 Termine in der Zeit vom 22.7.1973 bis 20.3.1974.

Die Eier enthielten im Mittel 0,060 ppm Fg bei einer Standardabweichung von + 0,043 absolut oder + 70,7 % relativ. Die Einzelgehalte bewegten sich zwischen nicht nachweisbar in einem Ei am 16.11.1973 und maximal 0,193 ppm Pb/Fg in einem am 11.10.1973 entnommenen Ei.

Die durchschnittlich geringsten Pb-Gehalte wiesen mit 0,022 ppm die Eier des Kollektivs vom 6.12.1973 auf, die höchsten das am 11.10.1973 entnommene Eikollektiv. Sein mittlerer Pb-Gehalt betrug 0,092 ppm Fg.

Wie aus Tabelle 20 ersichtlich, scheint zwischen den Pb-Gehalten der einzelnen Eierkollektive und ihrem Entnahmeterrnin nur ein loser Zusammenhang zu bestehen.

Tabelle 21 faßt Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte der Eierkollektive des Betriebes C zusammen.

TABELLE 21:

Umfang, Mittelwerte, Standardabweichungen, Schwankungsbereiche und Variationskoeffizienten der im Betrieb C entnommenen Eierkollektive

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Pb/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Pb/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
<u>1973</u> 22.07.	6	0.068	0.033-0.100	0.023	+ 34.1
1.11.	8	0.070	0.036-0.123	0.035	+ 49.7
1.12.	3	0.045	0.038-0.050	0.006	+ 14.3
<u>1974</u> 3.02.	8	0.033	0.006-0.067	0.022	+ 67.4
25.03.	10	0.019	n.n. -0.056	0.020	+ 102.1
22-7.1973 - 25.3.1974	35	0.044	n.n. -0.123	0.032	+ 71.1

Aus dem Betrieb C wurde von insgesamt 35 Eiern der Pb-Gehalt bestimmt. Sie waren an 6 Terminen in der Zeit zwischen dem 22.7.1973 und 25.3.1974 entnommen worden. Der durchschnittliche Pb-Gehalt errechnete sich zu 0,044 ppm Fg, Standardabweichung und Variationskoeffizient zu + 0,032 ppm bzw. + 71,1 %. Die Einzelwerte schwankten zwischen nicht nachweisbar und 0,123 ppm Pb/Fg. Sie wurden in einem Ei vom 25.3.1974 bzw. 1.11.1973 ermittelt.

Den im Mittel geringsten durchschnittlichen Pb-Gehalt enthielt das am 25.3.1974 entnommene Eikollektiv, die höchsten das Kollektiv vom 1.11. bzw. 22.7.1973.

Die Tabelle läßt zudem einen nicht unerheblichen Rückgang in den Pb-Durchschnittsgehalten gegen Ende des Untersuchungszeitraumes entnommener Eierkollektive erkennen.

Tabelle 22 gibt eine Übersicht über Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbreiten, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der Pb-Gehalte in den Eierkollektiven aus Betrieb D.

TABELLE 22:

Umfang, Mittelwerte, Schwankungsbereiche, Standardabweichungen und Variationskoeffizienten der im Betrieb D entnommenen Eierkollektive.

Tag der Probenahme	Anzahl Eier n	ppm Pb/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Pb/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
<u>1973</u> 29.10.	12	0.058	0.010-0.109	0.029	+ 49.3
6.12.	4	0.047	0.006-0.094	0.036	+ 77.8
<u>1974</u> 5.02.	11	0.026	0.001-0.104	0.029	+ 111.3
20.03.	12	0.047	0.001-0.132	0.041	+ 86.4
29.10.1973 - 20.3.1974	39	0.045	0.001-0.132	0.035	+ 78.0

Aus dem Betrieb D wurden 39 Eier auf Pb untersucht, die an 4 Terminen in der Zeit zwischen 29.10.1973 und 20.3.1974 entnommen worden waren.

Der durchschnittliche Pb-Gehalt betrug 0,045 ppm Fg, die Standardabweichung 0,035 absolut, der Variationskoeffizient + 78 %. Die Schwankungsbreite der Einzelwerte bewegte sich zwischen 0,001 und 0,132 ppm Fg. Der geringste Pb-Gehalt mit 0,001 ppm wurde in Eiern vom 5.2. und 20.3.1974, der höchste in einem Ei vom 20.3.1974 gemessen.

Den im Schnitt niedrigsten Pb-Gehalt wiesen die Eier des Kollektivs vom 5.2.1974 (0,026 ppm Fg) auf, den höchsten am 29.10.1973 (0,058 ppm Fg) entnommene Eier.

Zwischen den durchschnittlichen Pb-Gehalten der Kollektive und dem Zeitpunkt ihrer Entnahme existiert offenbar kein Zusammenhang.

3. Cadmium- und Bleigehalte in Eiklar und Dotter

Zur Feststellung der Verteilung des Cd bzw. Pb im eßbaren Anteil der Eier wurden von 15 Eiern aus den beiden Betrieben A und B die Gehalte an Cd, bei 12 der Eier auch der Pb-Gehalt in Eiklar und Eidotter getrennt bestimmt. Diese 15 Eier waren für diesen Zweck zusätzlich zu den 251 Eiern entnommen worden. Über die Ergebnisse informiert im einzelnen Tabelle 24. Zum Vergleich sind in ihr noch die Cd- und Pb-Gehalte im Gesamtei (ohne Schale) mit aufgeführt.

TABELLE 23:

Cd- und Pb-Gehalte in Eiklar und Eidotter von Eiern aus den Betrieben A und B

Cadmium				Blei			
An- zahl	Gesamt- ei	Ei- klar	Dotter	An- zahl	Gesamt- ei	Ei- klar	Dotter
n	ppm Cd/Fg			n	ppm Pb/Fg		
1	0.024	0.028	0.016				
2	0.014	0.017	0.009				
3	0.041	0.048	0.026				
4	0.050	0.058	0.035	1	0.203	0.114	0.376
5	0.027	0.033	0.018	2	0.095	0.068	0.160
6	0.069	0.075	0.057	3	0.066	0.029	0.078
7	0.055	0.052	0.061	4	0.114	0.059	0.219
8	0.018	0.022	0.017	5	0.058	0.044	0.082
9	0.008	0.004	0.014	6	0.025	0.027	0.022
10	0.031	0.035	0.025	7	0.040	0.042	0.038
11	0.028	0.030	0.021	8	0.015	0.009	0.028
12	0.042	0.035	0.054	9	0.079	0.047	0.141
13	0.072	0.077	0.058	10	0.139	0.106	0.218
14	0.068	0.066	0.071	11	0.098	0.062	0.172
15	0.023	0.032	0.013	12	0.049	0.032	0.082
15	Ø 0.038	Ø 0.040	Ø 0.033	12	Ø 0.081	Ø 0.053	Ø 0.102

Der Tabelle ist zu entnehmen, daß der durchschnittliche Cd-Gehalt der 15 Eier in ihrem eßbaren Anteil 0,038 ppm Fg beträgt, im Eiklar hingegen 0,040 ppm und im Dotter 0,033 ppm. In nur 4 Eiern war der Cd-Gehalt des Dotters höher als im Eiklar.

Die entsprechenden Werte für Pb betragen im Gesamtei 0,081 ppm Fg, im Eiklar 0,053 bzw. 0,102 ppm Fg im Dotter.

Die Tabelle 23 zeigt außerdem, daß der Dotter niedrigere Cd-Gehalte als das Eiklar und Gesamtei (eßbarer Anteil) aufweist. Bei Pb verhält es sich offensichtlich umgekehrt. Hier enthielten 10 der untersuchten 12 Eier im Dotter höhere Pb-Gehalte als Gesamtei und Eiklar.

4. Quecksilber im eßbaren Anteil des Eies

Bei 33 der insgesamt 251 entnommenen Eier war auch der Hg-Gehalt bestimmt worden. Sie stammten aus den Betrieben A, B und C und waren in der Zeit vom 22.7. - 11.10.1973 entnommen worden. Ihre Hg-Gehalte sollten in erster Linie Aufschluß darüber geben, in welcher Größenordnung Hg im Verhältnis zu Cd und Pb im Ei enthalten ist.

Die Ergebnisse der Untersuchungen gibt in Form von Mittelwert, Schwankungsbereich, Standardabweichung und Variationskoeffizienten Tabelle 24 wieder. Auf die Auflistung der Daten nach Betrieben und Entnahmeterminen wurde bei der relativ geringen Anzahl Eier verzichtet; sie sind jedoch aus Tabelle 14 ersichtlich.

TABELLE 24:

Umfang, Mittelwert, Schwankungsbreite, Standardabweichung und Variationskoeffizient aller auf Hg untersuchter Eier

Anzahl Eier n	ppm Hg/Fg $\bar{x}$	Schwankungsbereich ppm Hg/Fg	s absolut	Variationskoeffizient %
33	0,010	n. n. - 0,041	0,011	+ 113,1

Der durchschnittliche Hg-Gehalt aller entnommenen Eier betrug 0,010 ppm Hg/Fg, die Schwankungsbreite n.n. - 0,041 ppm, die Standardabweichung 0,011 absolut, der Variationskoeffizient $\pm 113\%$. Die sehr hohe Standardabweichung bzw. der sehr hohe Variationskoeffizient resultieren vermutlich primär aus dem Umstand, daß in 8 von 33 Eiern ($\approx 24\%$) Hg nicht nachweisbar war. Der Maximalwert hingegen belief sich auf 0,041 ppm Hg/Fg.

B. BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE

Zur Untersuchung der Frage, ob sich bestimmte ökologische Faktoren auf den Cd-, Pb- und Hg-Gehalt von Eiern auswirken und welche kausalen Zusammenhänge dabei möglicherweise bestehen, wurden am vorliegenden Untersuchungsmaterial folgende Einflüsse statistisch geprüft:

die Abhängigkeit des Cd- bzw. Pb-Gehaltes von

- a) Entnahmeort (1.1 und 2.1)
- b) Entnahmeterrain (1.2 und 2.2) und
- c) Eigewicht (1.3 und 2.3) sowie die
- d) Verteilung von Cd und Pb im Gesamtei (1.4 und 2.4) sowie die Abhängigkeit des Hg-Gehaltes vom
- e) Eigewicht (3.) und schließlich

die Abhängigkeit der Cd-, Pb- und Hg-Gehalte

- f) im eßbaren Anteil des Eies voneinander (4.)

Durchschnittswerte und Standardabweichungen der Eiprobe aus den einzelnen Betrieben wurden mit dem t-Test nach der von SACHS (125) angegebenen Formel verglichen:

$$t = \frac{\bar{x}_1 - \bar{x}_2}{\sqrt{\frac{(n_1 - 1) s_1^2 + (n_2 - 1) s_2^2}{n_1 + n_2 - 2} \left[\frac{1}{n_1} + \frac{1}{n_2} \right]}}$$

In ihr bedeuten:

- $\bar{x}_1$ Mittelwert der Meßreihe 1
- $\bar{x}_2$ Mittelwert der Meßreihe 2
- n_1 und n_2 die Anzahl der Proben beider Meßreihen und
- s_1 und s_2 die Standardabweichungen innerhalb der Meßreihen.

Die Feststellung einer eventuellen Beeinflussung der Cadmium-, Blei- und Quecksilbergehalte der untersuchten Eier durch die oben genannten ökologischen Faktoren erfolgte durch Berechnung der Regression. In den Fällen, wo der Korrelationskoeffizient mit der geforderten statistischen Sicherheit von $P \geq 95\%$ von 0 abwich, wurde nach der Gleichung $y = a + bx$ die Regressionsgerade errechnet.

1. C a d m i u m

1.1 Einfluß der Entnahmeorte

Von Bedeutung für den Cd-Gehalt in Eiern erscheint vor allem ein möglicher Einfluß der Entnahmeorte.

Zur Erfassung eines eventuellen Einflusses des Probenahmeortes auf den Cd-Gehalt von Eiern wurden die Cd-Einzelwerte von Eiern der verschiedenen Betriebe im t-Test miteinander verglichen. Dazu wurden die Cd-Gehalte etwa zu gleichen Zeitpunkten entnommener, zahlenmäßig annähernd gleich großer Eierkollektive aus zwei Betrieben untereinander verglichen (Vergleichsgruppen). Auf diese Weise ließen sich trotz unterschiedlicher Entnahmezahlen die Cd-Gehalte der Eier der einzelnen Betriebe für den beabsichtigten Zweck in Vergleichsgruppen gegenüberstellen.

Vergleichsgruppen, Anzahl der Cd-Vergleichswerte, durchschnittliche Cd-Gehalte, Standardabweichungen und statistische Sicherheit P der Vergleichsgruppen in % sind aus Tabelle 25 ersichtlich.

TABELLE 25:

Vergleichsgruppen, Anzahl(n) der Cd-Vergleichswerte, $\bar{\phi}$ Cd-Gehalte (ppm Fg), Standardabweichung und statistische Sicherheit P in %

Vergleichs- gruppe	n	ppm Cd/Fg	$\pm s$	statistische Sicherheit $P \geq \%$
Betrieb A:	83	0.026	0.015	P = 90
Betrieb B	84	0.029	0.016	Betrieb A < B
Betrieb A:	56	0.026	0.014	P = 70
Betrieb C	38	0.026	0.014	Betrieb A > C
Betrieb A:	40	0.031	0.012	P = 60
Betrieb D	39	0.031	0.013	Betrieb A > D
Betrieb B:	53	0.029	0.015	P = 90
Betrieb C	38	0.026	0.014	Betrieb B > C
Betrieb B:	38	0.036	0.008	P = 95
Betrieb D	39	0.031	0.013	Betrieb B > D
Betrieb C:	29	0.028	0.011	P = 90
Betrieb D	39	0.031	0.013	Betrieb C > D

Wie Tabelle 25 entnommen werden kann, bestehen zwischen den durchschnittlichen Cd-Gehalten von Eiern aus den beiden in unmittelbarer Nähe der Autobahn gelegenen Betrieben A und B und Eiern der autobahnfernen Anwesen C und D offensichtlich keine statistisch gesicherten Unterschiede. Lediglich Eier aus dem Betrieb B scheinen nach dem Test mit P = 90 % und P = 95 % Grund zu der Annahme zu geben, mehr Cd zu enthalten als Eier aus den Betrieben A und D. Beim Vergleich der Durchschnitts-Cd-Gehalte je Betrieb insgesamt untersuchter Eier enthielten die Eier aus Betrieb D im Schnitt mehr Cd (D 0,031 ppm) als Eier aus den restlichen Anwesen (A 0,025 ppm; B 0,029 ppm und C 0,026 ppm),

Eier aus Betrieb B im Mittel höhere Cd-Werte als in den Betrieben A und C. Die durchschnittlichen Cd-Gehalte der Eier aus den 4 Betrieben differieren, wie die Betrachtung der Tabellen 15 - 18 (S. 74, 75, 77, 78) erkennen läßt, nur um 0,006 ppm Cd/Fg.

Die Tabellen zeigen weiter, daß sich der Variationskoeffizient der durchschnittlichen Cd-Gehalte in Eiern der Betriebe A (+ 57,1 %), B (+ 53,6 %) und C (+ 55,1 %) ebenfalls nur unwesentlich unterscheidet. Eine Ausnahme machen mit + 40,8 % die Eier des Betriebes D. Dort leben die Hennen in Batteriehaltung und werden daher weit einheitlicher ernährt und gehalten als es in den Betrieben A, B und C bei freiem Auslauf der Tiere überhaupt möglich ist. Vermutlich resultiert daraus die etwas gleichmäßigere Verteilung der Cd-Einzelwerte um ihren Mittelwert.

Auch in den Schwankungsbereichen der Cd-Einzelwerte innerhalb der einzelnen Betriebe bestanden kaum Unterschiede. Die Cd-Einzelwerte bewegten sich insgesamt zwischen 0,001 und 0,075 ppm Cd/Fg. Resümierend gesehen unterschieden sich die Cd-Einzelwerte und die Verteilung der Einzelwerte bei Eiern aus verkehrsnahen und -fernen Betrieben weit weniger als man aufgrund der unterschiedlichen Exposition erwarten durfte.

1.2 Einfluß der Entnahmetermine

Die Tabellen 14 mit 18 (S. 60 - 73, 74, 75, 77, 78), zusammen mit den Abbildungen 6 - 9 lassen erkennen, daß die Cd-Gehalte der Eierkollektive (Einzel- und Mittelwerte) aus den Betrieben A und B im Laufe des Untersuchungszeitraumes zunehmen, nicht dagegen in den Betrieben C und D. Möglicherweise maskieren in den Betrieben C und D

die nur geringen Eizahlen zusammen mit
den wenigen Probenahmetermeninen sowie deren

Lage

vorzugsweise im Winterhalbjahr 1973/74 einen Einfluß des Entnahme-

ABBILDUNG 6: Durchschnittliche Cd-Gehalte von Eiern, zu verschiedenen Terminen
den verkehrsfernen Betrieben D und C entnommen

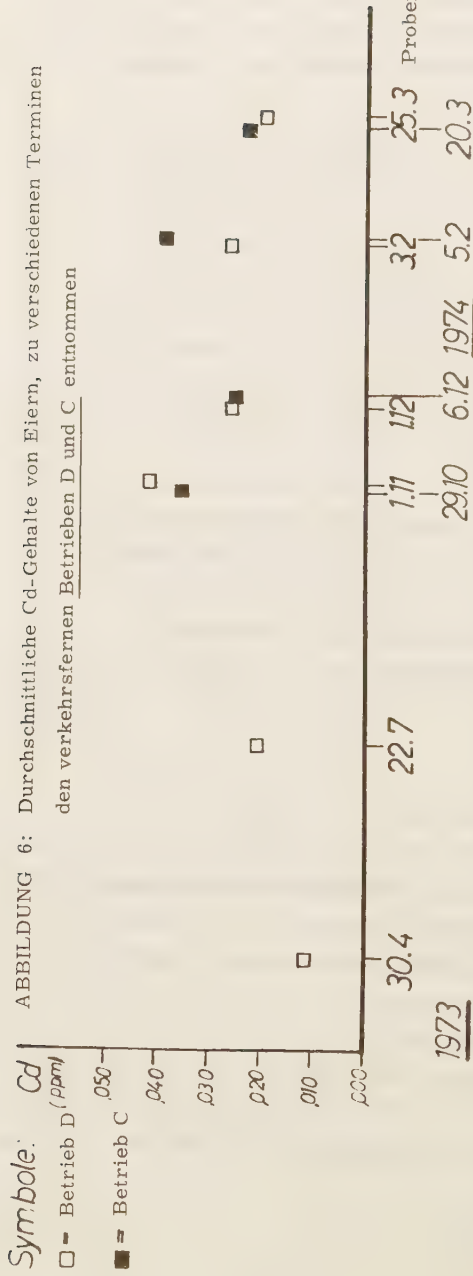
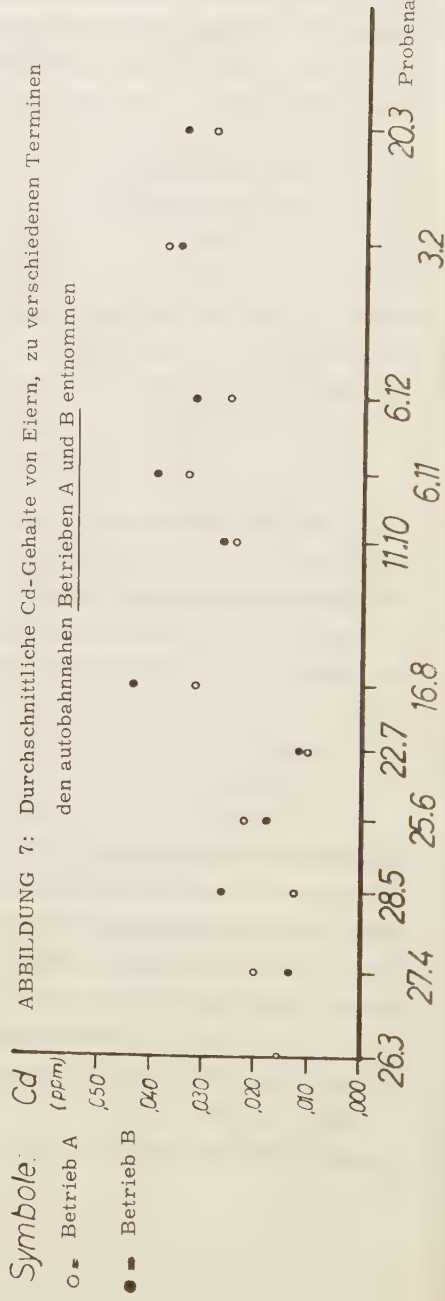


ABBILDUNG 7: Durchschnittliche Cd-Gehalte von Eiern, zu verschiedenen Terminen
den autobahnnahe Betrieben A und B entnommen



termins auf den Cd-Gehalt der Eier, wie er im Verlauf des Untersuchungszeitraumes in Betrieb A und B beobachtet werden konnte.

Anhand der Berechnung der Korrelationskoeffizienten und der Regression für die Beziehung Cd-Gehalt im Ei zu Entnahmetermin in den einzelnen Betrieben sollte geprüft werden, ob zwischen Cd-Gehalt und Entnahmetermin ein realer Zusammenhang besteht. Auf diese Weise ließe sich auch ein eventueller Einfluß der Jahreszeit auf den Cd-Gehalt im Ei erfassen.

Korrelationskoeffizienten und die statistische Sicherheit der Abhängigkeit für die Beziehung Cd-Gehalt Ei / Entnahmetermin in den einzelnen Betrieben gibt Tabelle 26 wieder.

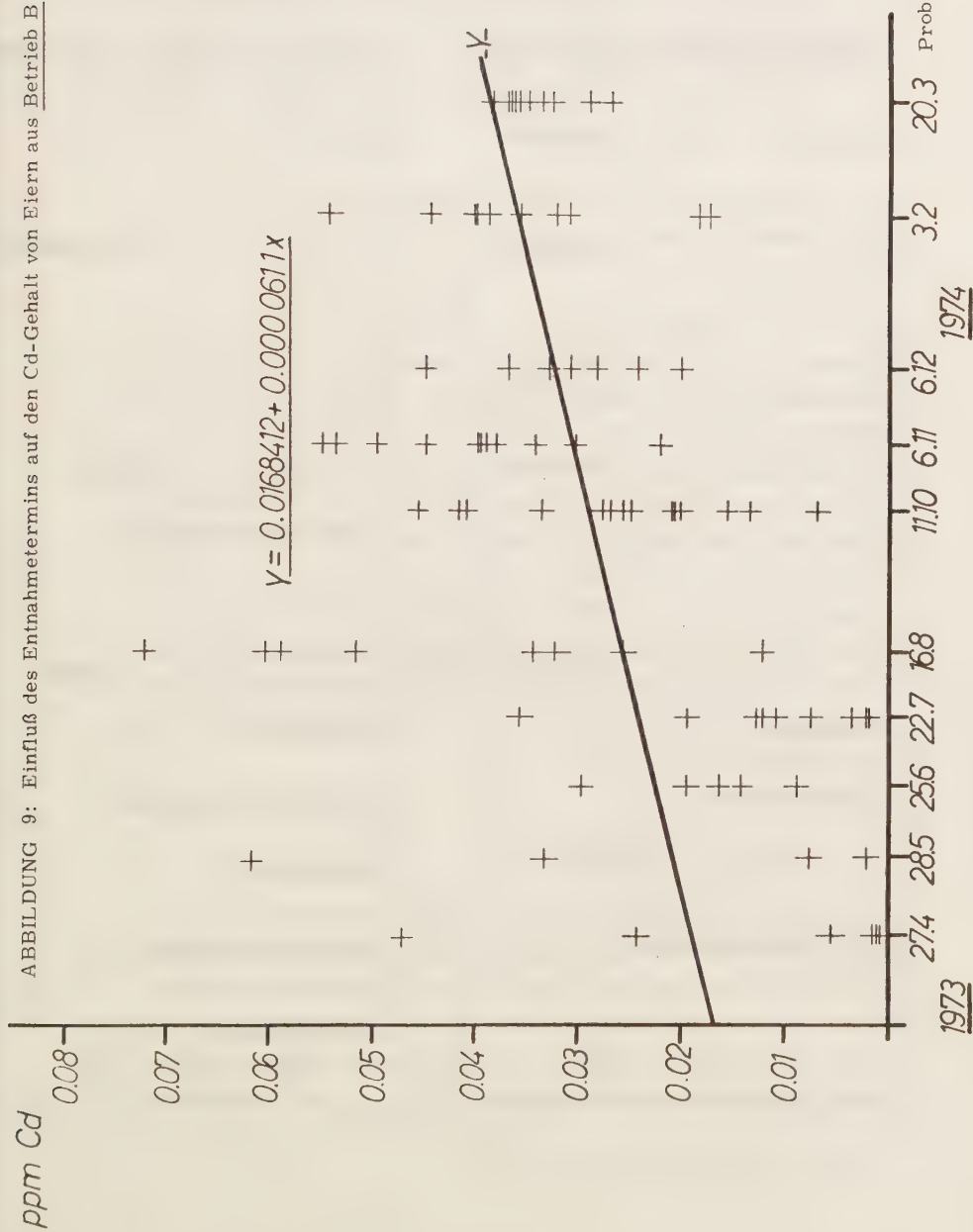
TABELLE 26:

Entnahmeorte, Anzahl Eier (n), Korrelationskoeffizient (r) für die Beziehung Cd-Gehalt Ei / Entnahmetermin und statistische Sicherheit P in %

Probenahmeort	Anzahl Eier	Korrelationskoeffizient	statistische Sicherheit
	n	r	$P \geq$ %
Betrieb A	90	0.423	>99,9
" B	84	0.383	>99,9
" C	38	0.061	<70.0
" D	39	-0.255	<95.0

Der Tabelle kann entnommen werden, daß für Eier aus den beiden autobahnnahe Betrieben A und B offenbar ein auf dem 99,9 % Niveau statistisch gesicherter Zusammenhang zwischen Cd-Gehalt und Probenahmetermin existiert, nicht jedoch bei Eiern aus den autobahnfernen Betrieben C und D. Bei einer statistischen Sicherheit $P < 95$ % scheint bei Eiern aus dem Betrieb D möglicherweise eine gewisse Tendenz vorhanden zu sein. Die negative Korrelation weist jedoch auf eine Abnahme der Cd-Gehalte

ABBILDUNG 9: Einfluß des Entnahmetermins auf den Cd-Gehalt von Eiern aus Betrieb B



in den Eiern aus dem Betrieb D im Verlaufe des Entnahmezeitraumes hin. Der Verlauf der Regressionsgeraden für die Beziehung Cd-Gehalt / Probenahmetermine ist für Eier aus Betrieb A in Abbildung 8 und für Eier aus Betrieb B in Abbildung 9 dargestellt. Die Cd-Einzelwerte der Eier aus den Betrieben A und B sind in den jeweiligen Abbildungen mit-eingezeichnet.

In den Gleichungen für die Regressionsgeraden bedeuten

y = Cd-Gehalt der Eier in ppm Fg und

x = Probenahmetermin.

Den Regressionsgeraden zufolge nimmt der Cd-Gehalt in den Eiern der Betriebe A und B im Laufe des Untersuchungszeitraumes zu. Wie die Korrelationskoeffizienten zu erkennen geben, streuen die Cd-Einzel- und Mittelwerte jedoch erheblich. Die Beziehung Cd-Gehalt der Eier / Entnahmetermin ist dergestalt, daß Ende März bzw. Anfang April 1973 gelegte Eier häufig geringere, Eier aus den Herbst- und Wintermonaten dagegen höhere Cd-Gehalte aufweisen. Interessanterweise nimmt, wie aus Tabelle 15 - 18 zu ersehen ist, die Streubreite der Cd-Einzelwerte innerhalb der untersuchten Eikollektive während des Untersuchungszeitraumes ab. Die Größe der Probekollektive dürfte darauf, wie ein Blick auf die Tabellen 15 - 18 beweist, ohne wesentlichen Einfluß sein. Die Gründe für die beobachtete Abnahme der Streubreite sind deshalb in anderen Faktoren zu suchen.

1.3 Einfluß des Eigewichtes

Die Cd-Gehalte der untersuchten Eier schwanken erheblich. Das gilt auch für die Mittelwerte der entnommenen Eierkollektive. Die Frage, ob die Cd-Gehalte in den Eiern der einzelnen Betriebe rein zufällig streuen oder vom Eigewicht beeinflusst werden, wurde in den Abbildungen 10 - 13 darzustellen versucht. In ihnen sind für die einzelnen Entnahmetermine jeweils das mittlere Eigewicht $\left[\bar{x} \text{ Eigewicht (g)} \right]$ gegen den

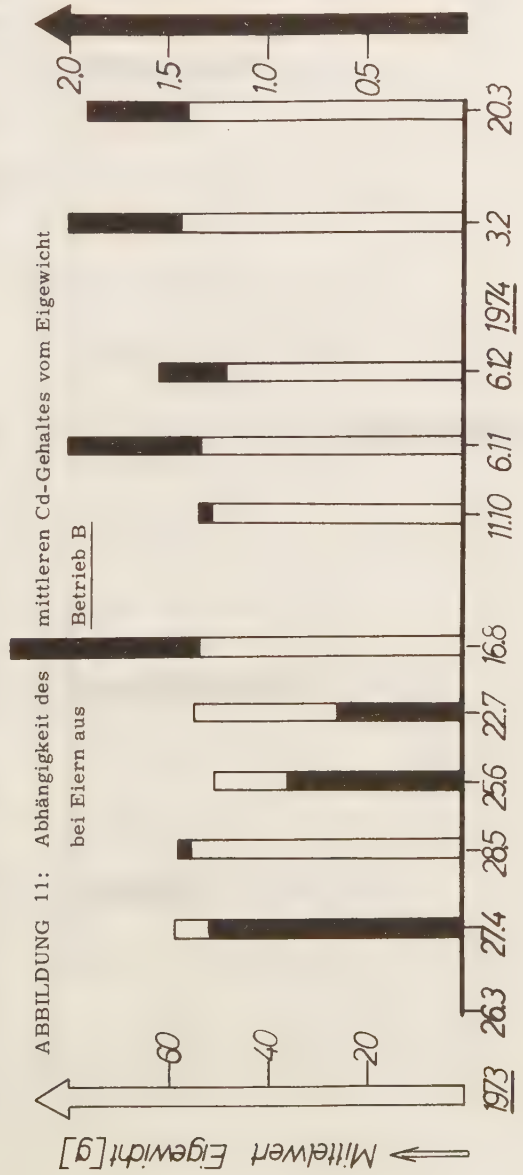
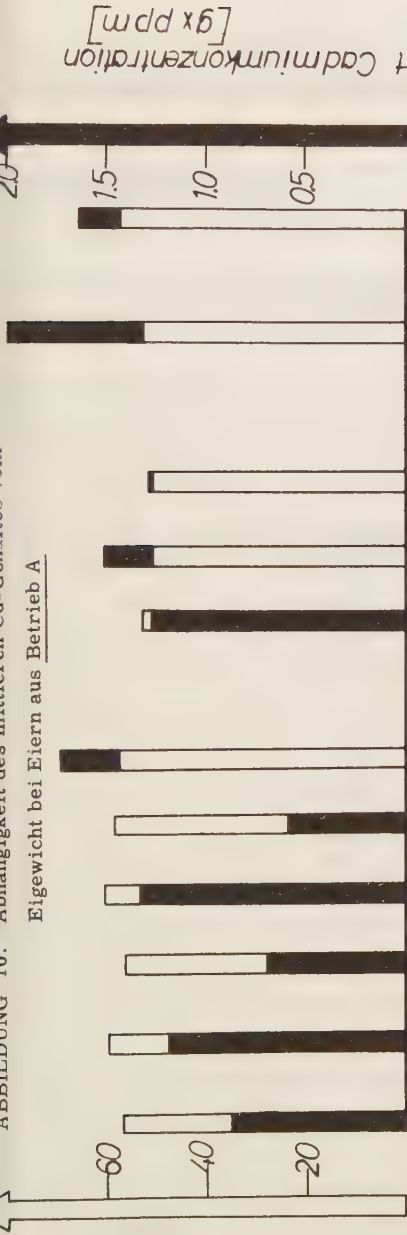
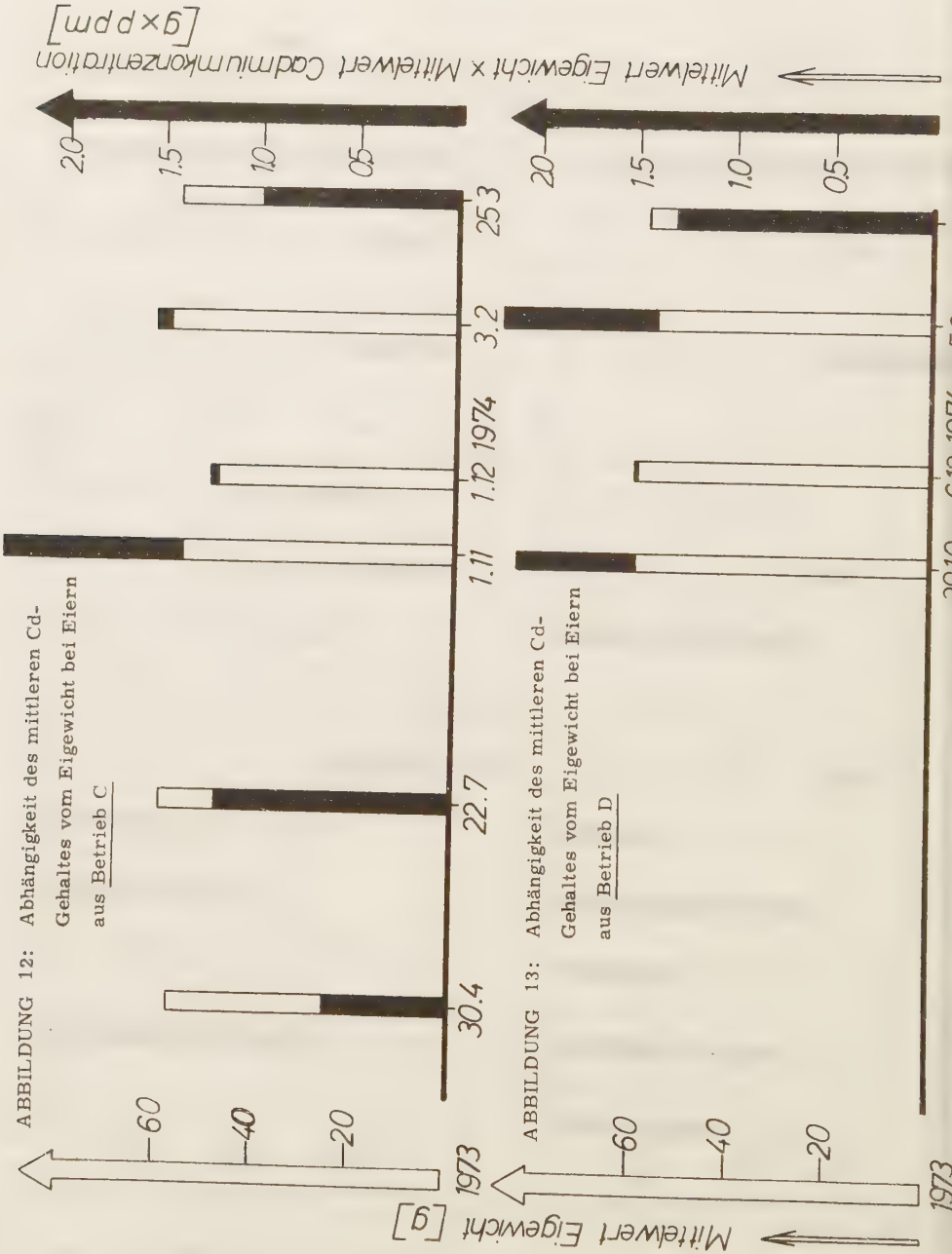


ABBILDUNG 12: Abhängigkeit des mittleren Cd-Gehaltes vom Eigengewicht bei Eiern aus Betrieb C



Mittelwert des Eigewichts $\bar{x}$ durchschnittlichen Pb-Gehalt $\left[\bar{x}_{\text{Eigewicht}} \times \bar{x}_{\text{ppm Cd}} (g \times \text{ppm Cd}) \right]$ aufgetragen,

in Abbildung 10 für die Eierkollektive aus dem Betrieb A,
 in Abbildung 11 für die Eierkollektive aus dem Betrieb B,
 in Abbildung 12 für die Eierkollektive aus dem Betrieb C und
 in Abbildung 13 für die Eierkollektive aus dem Betrieb D.

Die Abbildungen lassen kaum einen kausalen Zusammenhang zwischen Cd-Gehalt und Eigewicht erkennen.

Zur statistischen Überprüfung eines eventuellen Einflusses des Eigewichts auf den Cd-Gehalt von Eiern wurden alle 251 auf ihren Cd-Gehalt untersuchten Eier aus den Betrieben A, B, C und D herangezogen. Um diese Abhängigkeit statistisch für alle 251 Eier darstellen zu können, mußte zunächst sichergestellt werden, daß im eßbaren Anteil der Eier aus den 4 Kollektiven keine signifikanten Gewichtsunterschiede bestehen. Die Gewichte der Eier ohne Schale liegen, wie aus Tabelle 14 (S. 60 - 73) zu entnehmen ist, zwischen 40 und 70 g. Aus ihr geht weiter hervor, daß das mittlere Eigewicht innerhalb der einzelnen Probekollektive sehr einheitlich ist. Schließlich konnte anhand des t-Tests abgesichert werden, daß zwischen den eßbaren Anteilen der Eier aus den 4 Betrieben keine signifikanten Gewichtsunterschiede vorhanden sind. Deshalb konnten zur Prüfung des Einflusses des Eigewichtes auf den Cd-Gehalt der Eier mittels Regression auch alle 251 untersuchten Eier herangezogen werden.

Auch das Ergebnis der Berechnung des Korrelationskoeffizienten sowie der Verlauf der Regressionsgeraden für die Abhängigkeit des Cd-Gehaltes vom Eigewicht unterstreichen den Sachverhalt der Abbildungen. Die Korrelation r betrug - 0,01 bei $n = 251$, was lediglich auf einen negativen Verlauf der Regressionsgeraden hindeutet. Auf ihre graphische Darstellung wurde deshalb verzichtet.

1.4 Gehalt in Dotter und Eiklar

Zur Prüfung der Verteilung des Cd im eßbaren Anteil der Eier wurde bei 15 Eiern aus den beiden Betrieben A und B der Gehalt an Cd in Eiklar und Eidotter getrennt bestimmt (Tabelle 23, S. 85). Der durchschnittliche Cd-Gehalt der 15 Eier betrug 0,038 ppm Fg. Eiklar enthielt mit durchschnittlich 0,040 ppm im Mittel um 5 % höhere, die Dotter dagegen um 17,5 % ($= 0,033$ ppm Fg) niedrigere Cd-Gehalte als die eßbaren Gesamteienteile. In nur 4 Eiern war der Cd-Gehalt im Dotter höher als im Eiklar.

Dieser Unterschied resultiert aus der verschiedenen Affinität des Cd zu bestimmten Bestandteilen und deren mengenmäßigem Vorhandensein in Eiklar und Eidotter. Bekanntlich reagiert Cd wie auch Pb und andere Schwermetalle bevorzugt mit den SH- und SS-Gruppen im Eiweiß. Das vom Eigewicht abhängige Verhältnis Eiklar zu Eidotter dürfte sich dagegen kaum auf den unterschiedlichen Cd-Gehalt von Eiklar und Dotter auswirken.

2. B l e i

In gleicher Weise wie die Cd-Gehalte sollen auch die Pb-Gehalte der 209 untersuchten Eier besprochen werden.

2.1 Einfluß der Entnahmeorte

Zur Feststellung eines eventuellen Einflusses ökologischer Verhältnisse am Probenahmeort auf den Pb-Gehalt der Eier in den Betrieben wurden jeweils die Pb-Einzelwerte zweier Betriebe im t-Test miteinander verglichen. Dazu wurden die Pb-Gehalte etwa annähernd gleicher Entnahmetermine zweier Probekollektive zusammengefaßt und in einer Vergleichsgruppe gegenübergestellt.

Tabelle 27 gewährt eine Übersicht über Vergleichsgruppen, Anzahl der Vergleichswerte, durchschnittliche Pb-Gehalte, Standardabweichungen und statistische Sicherheit P des Vergleiches in % zwischen den einzelnen Betrieben.

TABELLE 27:

Vergleichsgruppen, Anzahl der Vergleichswerte, durchschnittliche Pb-Gehalte der Vergleichseinzelwerte pro Betrieb, Standardabweichungen und statistische Sicherheit P in %

Vergleichs- gruppe	n	ppm Pb/Fg	+ s -	statistische Sicherheit $P \geq$ %
Betrieb A:	66	0,056	0,041	$P < 80$
Betrieb B	69	0,060	0,043	Betrieb B A
Betrieb A:	50	0,050	0,034	$P < 70$
Betrieb C	35	0,044	0,032	Betrieb A $>$ C
Betrieb A:	40	0,050	0,034	$P < 80$
Betrieb D	39	0,045	0,035	Betrieb A $>$ D
Betrieb B:	47	0,049	0,036	$P < 80$
Betrieb C	35	0,044	0,032	Betrieb B $>$ C
Betrieb B:	38	0,047	0,038	$P < 80$
Betrieb D	39	0,045	0,035	Betrieb B $>$ D
Betrieb C:	29	0,040	0,031	$P < 80$
Betrieb D	39	0,046	0,035	Betrieb D $>$ C

Tabelle 27 zeigt, daß zwischen den Pb-Gehalten der Eier aus den einzelnen Betrieben offenbar keine signifikanten Unterschiede bestehen. In allen Vergleichsgruppen war $P < 80$ %.

Beim Vergleich der durchschnittlichen Pb-Gehalte von Eiern aus den autobahnnahe Betrieben A und B mit den Eiern aus den autobahnfernen Betrieben

C und D zeigt sich, daß die Eier aus den beiden in unmittelbarer Nähe der Autobahn gelegenen Betriebe (A: 0,056 ppm; B: 0,060 ppm) beträchtlich höhere Pb-Durchschnittswerte aufweisen als in den verkehrsfernen Betrieben C und D (C: 0,044 ppm; D: 0,045 ppm). Der Unterschied der Pb-Mittelwerte von Eiern aus den Betrieben B und C beträgt 0,016 ppm Pb/Fg. Die höheren Pb-Mittelwerte in den Eiern aus den Betrieben A und B gegenüber den niedrigeren aus C und D resultieren sicher nicht aus dem Umstand, daß aus den Betrieben C und D erst ab Herbst 1973 regelmäßig Eier untersucht wurden, denn die Pb-Mittelwerte während dieses Zeitraums aus den Betrieben A und B entnommener Eier schwanken von Entnahmetermine zu Entnahmetermine noch erheblicher als in den Eiern der Betriebe C und D.

Vergleicht man die Tabellen 25 (S. 90) und 27 (S. 101) so fällt auf, daß Eier aus Betrieben mit hohen Pb-Durchschnittsgehalten im Schnitt auch hohe Cd-Gehalte aufweisen. Das trifft auch für die Vergleichspartner innerhalb einer oder verschiedener Vergleichsgruppen zu.

2.2 Einfluß der Entnahmetermine

Die Pb-Gehalte der untersuchten Eier schwanken noch stärker als ihre Cd-Gehalte (Tabelle 14, S. 60 - 73). Das gilt auch für die Pb-Gehalte innerhalb und zwischen den einzelnen Eierkollektiven aus den 4 Entnahmestellen. Diesen Sachverhalt veranschaulicht für die Eierkollektive aus den beiden verkehrsfern gelegenen Betrieben C und D Abbildung 14, für die Pb-Gehalte in den Eierkollektiven der beiden in unmittelbarer Nähe der Autobahn gelegenen Betrieben A und B Abbildung 15.

Ein eventueller Einfluß der Entnahmetermine und somit auch der Jahreszeit auf den Pb-Gehalt der Eier aus den einzelnen Betrieben wurde wiederum durch Berechnung der Regression geprüft.

Tabelle 28 informiert über die Korrelationskoeffizienten (r) für die Beziehung Pb-Gehalt Ei zu Probenahmetermine und deren statistische Sicherheit P.

ABBILDUNG 14: Durchschnittliche Pb-Gehalte von Eiern, zu verschiedenen Terminen den verkehrsfernen Betrieben D und C entnommen

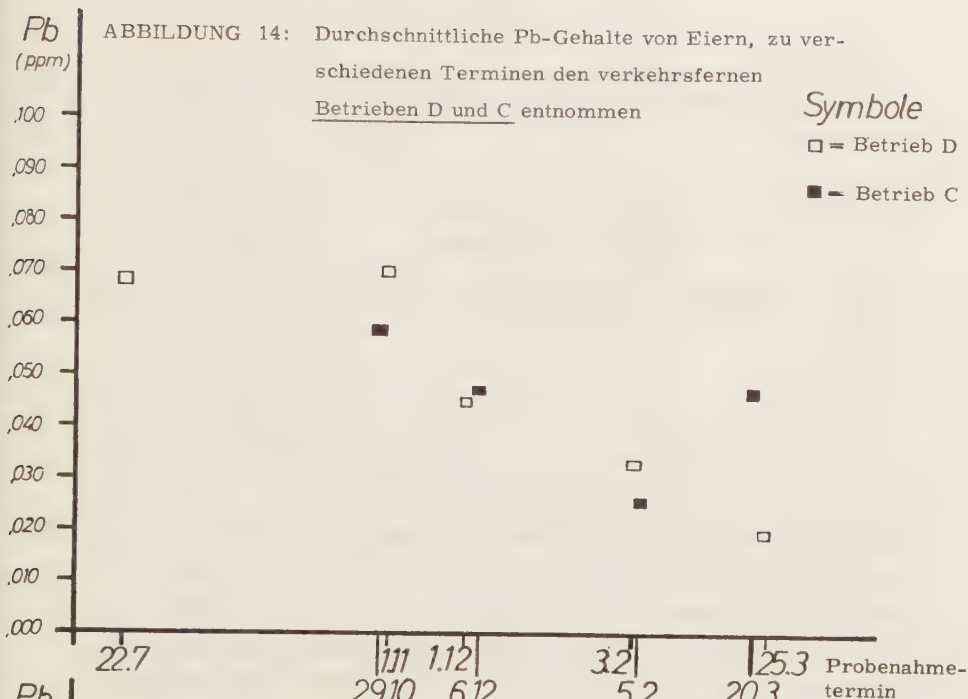


ABBILDUNG 15: Durchschnittliche Pb-Gehalte von Eiern, zu verschiedenen Terminen den autobahnnahen Betrieben A und B entnommen

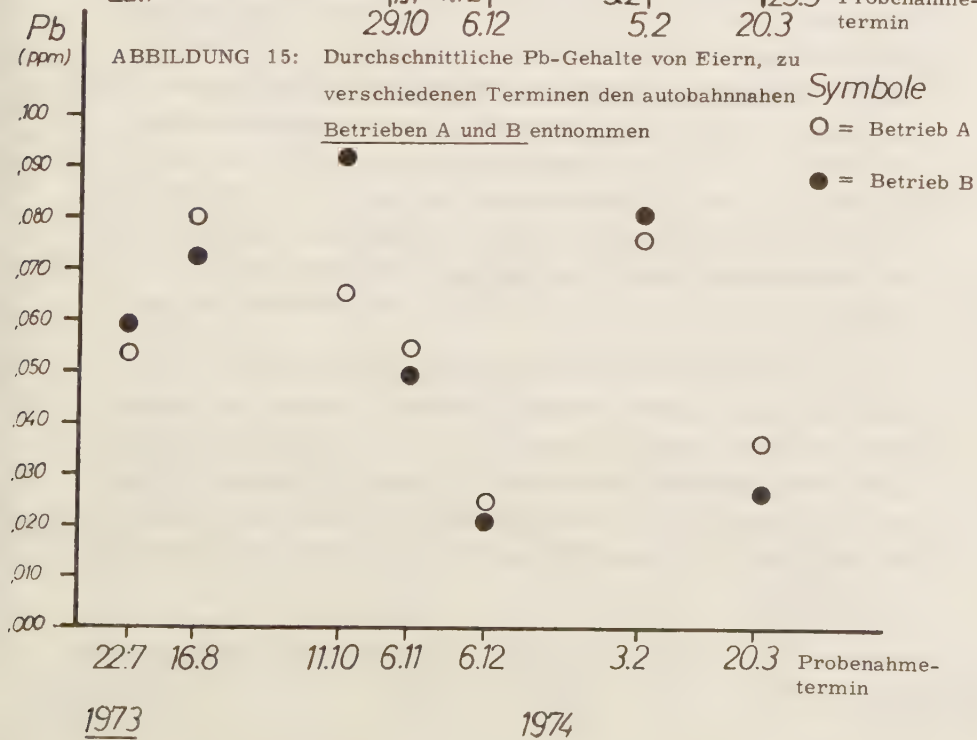


TABELLE 28:

Entnahmeort, Anzahl Eier (n), Korrelationskoeffizient r und statistische Sicherheit P in %

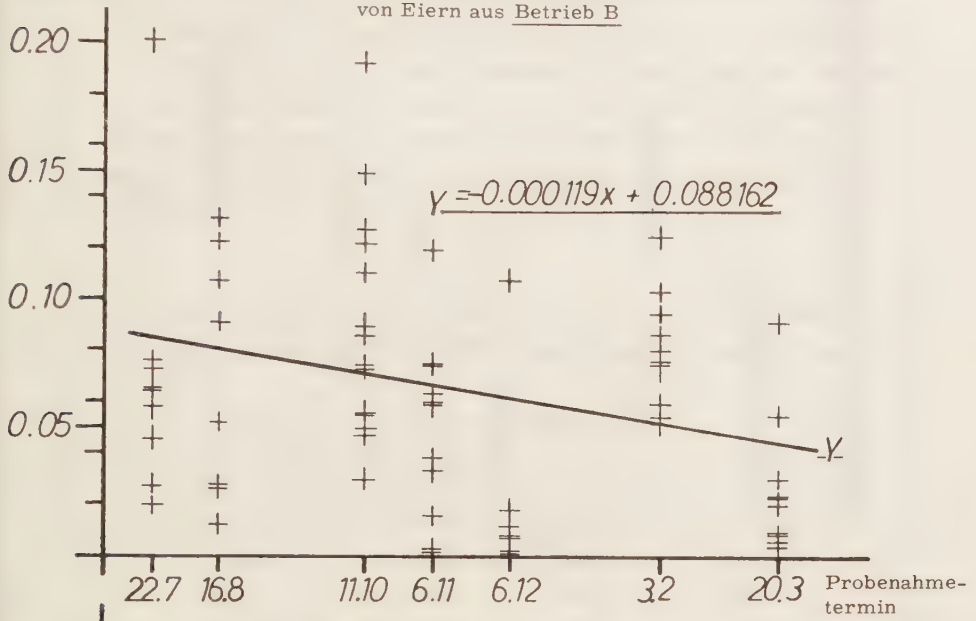
Probenahmeort	Anzahl Eier n	Korrelations- koeffizient r	statistische Sicherheit P $\geq$ %
Betrieb A	66	- 0.149	< 90 %
" B	69	- 0.220	> 95 %
" C	35	- 0.626	> 99.9 %
" D	39	- 0.197	< 90 %

Wie aus Tabelle 28 ersichtlich, ist die Beziehung Pb-Gehalt Ei zu Entnahmetermin in allen Fällen negativ korreliert. Das negative Vorzeichen deutet auf eine Abnahme im Pb-Gehalt der Eier im Verlauf des Untersuchungszeitraums hin. Die Abhängigkeit des Pb-Gehaltes im Ei von den Entnahmeterminen (Jahreszeit) ließ sich jedoch nur für die Eier aus den Betrieben B und C statistisch belegen, bei Eiern aus dem autobahnfernen Betrieb C mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 0,1$ % und für Eier aus dem autobahnnahen Betrieb B mit einer Vertrauenswahrscheinlichkeit von 95 % und mehr. Diesen Zusammenhang geben für die Eier aus den Betrieben B und C die Regressionsgeraden wieder. Ihr Verlauf ist für Eier aus dem autobahnnahen Betrieb B in Abbildung 16 und für Eier aus dem verkehrsfernen Betrieb C in Abbildung 17 ersichtlich, wobei y für die Pb-Gehalte der Eier (in ppm Fg) und x für die Probenahmetermine steht.

Wie die Gegenüberstellung der durchschnittlichen Pb-Gehalte der an verschiedenen Entnahmeorten zu annähernd gleichen Terminen entnommenen Eierkollektive in Tabelle 29 erkennen läßt, verhalten sich die Pb-Gehalte in den beiden Betrieben A und B in etwa gleichsinnig. Hohen bzw. niedrigen Pb-Gehalten in den Eierkollektiven aus Betrieb A stehen zumeist auch hohe bzw. niedrige Pb-Werte in zu gleichen Entnahmeterminen aus Betrieb B ent-

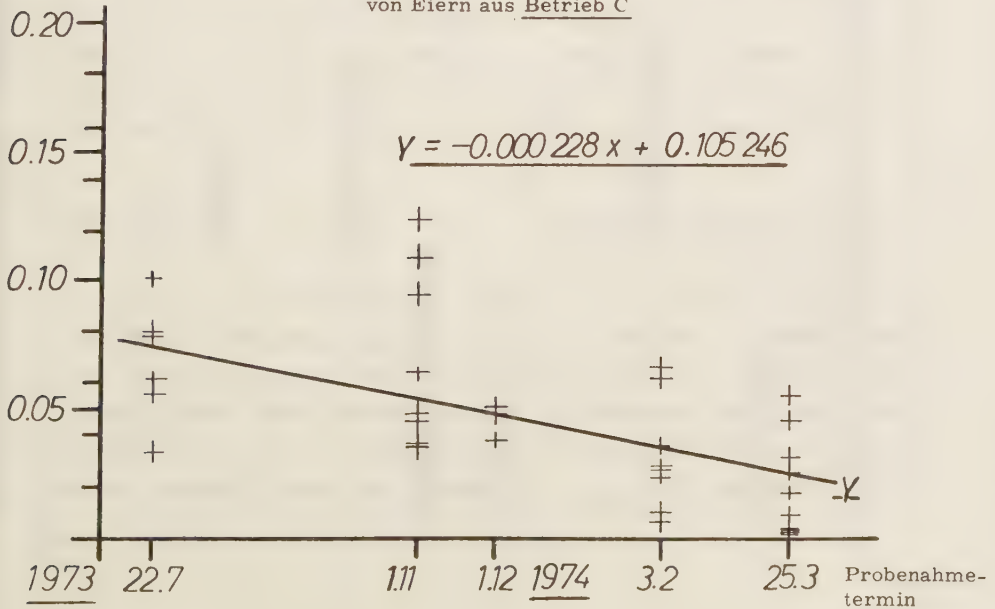
ppm Pb

ABBILDUNG 16: Einfluß des Entnahmetermins auf den Pb-Gehalt

von Eiern aus Betrieb B

ppm Pb

ABBILDUNG 17: Einfluß des Entnahmetermins auf den Pb-Gehalt

von Eiern aus Betrieb C

genommenen Eierkollektiven gegenüber. Sie differieren auch absolut in der Regel nur unerheblich. Dies ist jedoch nicht der Fall bei den Eierkollektiven aus den Betrieben C und D. In diesen Betrieben bestehen zwischen den Pb-Gehalten zu gleichen oder zu verschiedenen Terminen entnommener Eierkollektive sowohl innerhalb der einzelnen wie auch zwischen beiden Betrieben und vor allem gegenüber den Eierkollektiven aus den Betrieben A und D relativ wie auch absolut zumeist beachtliche Unterschiede.

TABELLE 29:

Gegenüberstellung der durchschnittlichen Pb-Gehalte (ppm Fg) zu etwa gleichen Terminen in verschiedenen Betrieben entnommener Eierkollektive

Entnahme- monat	ppm Pb/ Fg			
	A	B	C	D
<u>1973</u> Juli	0.053	0.059	0.068	
August	0.080	0.071		
Oktober	0.065	0.092		0.058
November	0.055	0.049	0.070	
Dezember	0.023	0.022	0.045	0.047
<u>1974</u> Februar	0.077	0.081	0.033	0.026
März	0.037	0.027	0.019	0.047

2.3 Einfluß des Eigewichtes

Die Tabelle 14 (S. 60 - 73) gibt Gewichte und Bleigehalte der untersuchten Eier wieder, die Tabellen 19 - 22 (S. 79, 81, 82, 83) die Bleidurchschnittswerte für die zu verschiedenen Terminen entnommenen Eierkollektive. Die Abhängigkeit der Pb-Gehalte der Eier vom Eigewicht ist für die einzelnen Betriebe aus den Abbildungen 18 - 21 zu entnehmen. In ihnen sind die mittleren Eigewichte $\left[\bar{x} \text{ Eigewicht (g)} \right]$ gegen die Mittelwerte Eigewicht x durch-

ABBILDUNG 18: Abhängigkeit des mittleren Pb-Gehaltes vom
Eigewicht bei Eiern aus Betrieb A

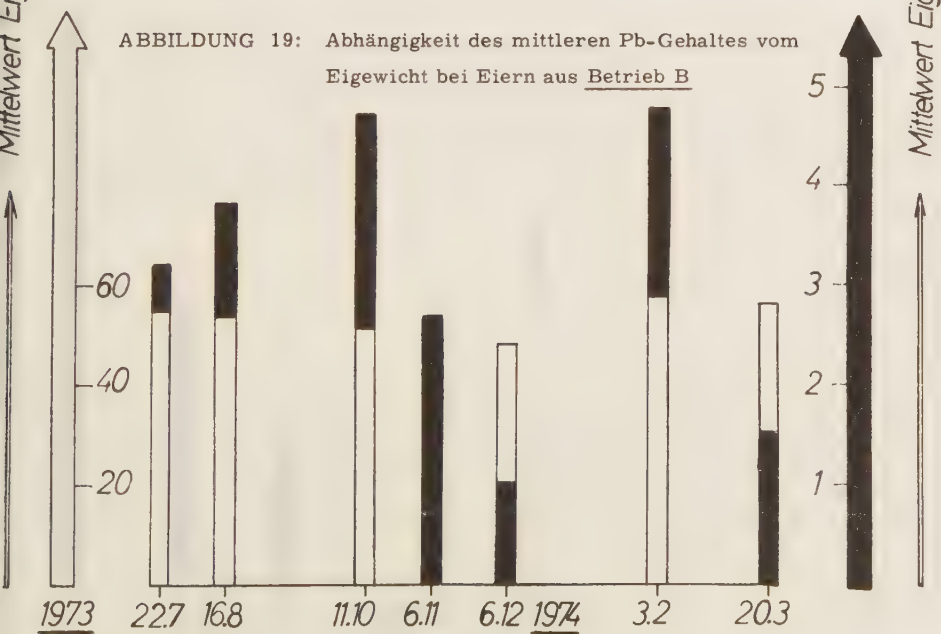
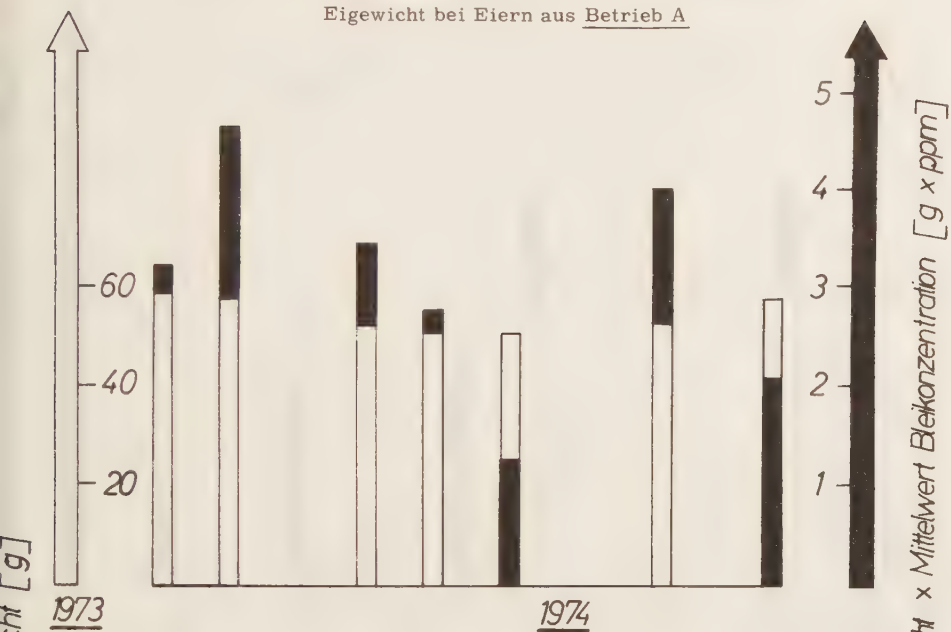


ABBILDUNG 20: Abhängigkeit des mittleren Pb-Gehaltes vom Eigewicht bei Eiern aus Betrieb C

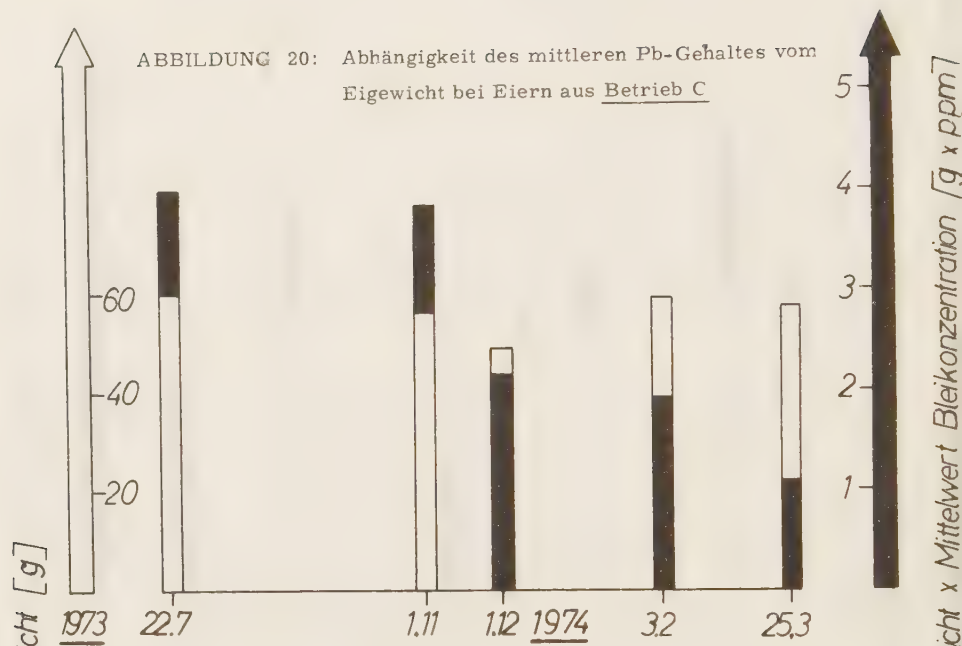


ABBILDUNG 21: Abhängigkeit des mittleren Pb-Gehaltes vom Eigewicht bei Eiern aus Betrieb D

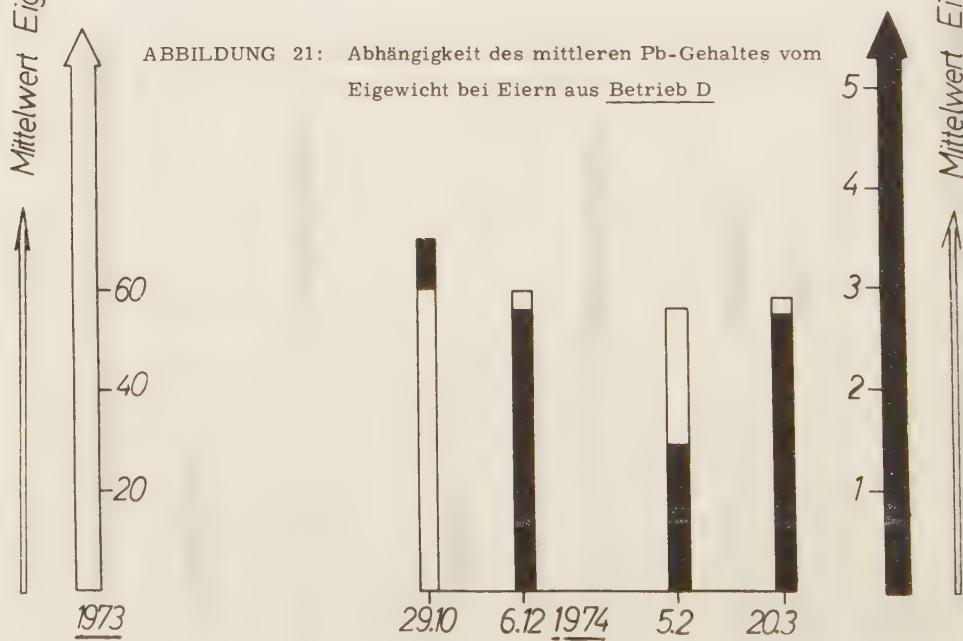
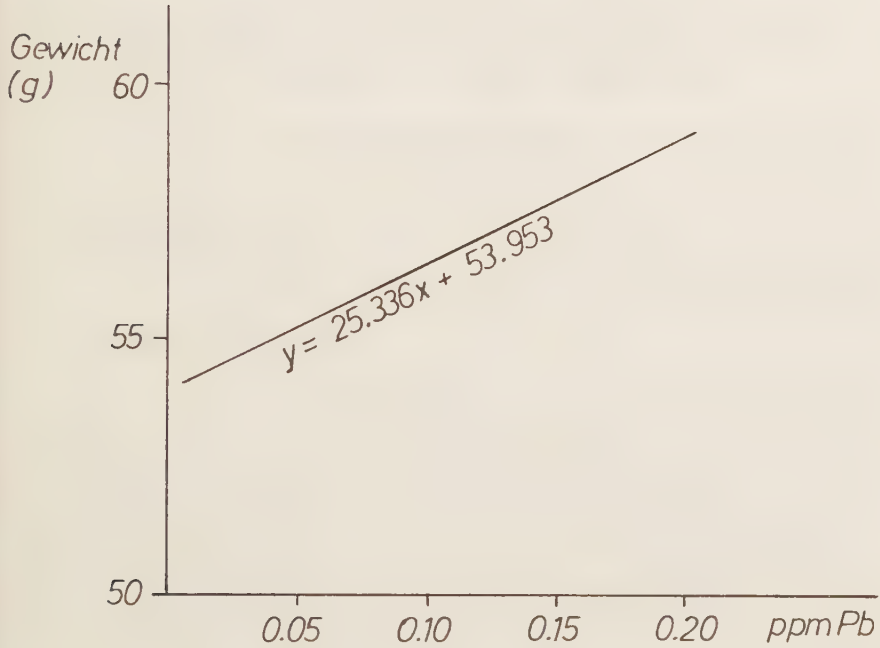


ABBILDUNG 22: Abhängigkeit des Pb-Gehaltes vom Eigewicht bei
Eiern aus den Betrieben A, B, C und D



schnittlichen Pb-Gehalt $\left[\bar{x}_{\text{Eigewicht}} \times \bar{x}_{\text{ppm Pb}} (\text{g} \times \text{ppm Pb}) \right]$ der zu verschiedenen Terminen in den 4 Betrieben entnommenen Eierkollektive aufgetragen, in den

Abbildungen 18 und 19 für die in unmittelbarer Nähe der Autobahn gelegenen Betriebe A(18) bzw. B (19)

und in den

Abbildungen 20 und 21 für die nicht verkehrsexponierten, autobahnfernen Betriebe C (20) bzw. D (21).

Da in den graphischen Darstellungen der Zusammenhang zwischen dem Pb-Gehalt im Ei und seinem Gewicht für Eier aus den verschiedenen Betrieben nicht klar zum Ausdruck kommt, erfolgte die Prüfung dieser Abhängigkeit anhand aller 209 aus den Betrieben A, B, C und D auf ihren Pb-Gehalt untersuchten Eier durch Berechnung der Regression. Der Regressionskoeffizient für die Beziehung Eigewicht zu Pb-Gehalt im Ei betrug bei $n = 209$, $r = 0,145$ bei einer statistischen Sicherheit $P > 97,5\%$. Den Verlauf der Regressionsgeraden charakterisiert die Gleichung $y = 25,336 x + 53,953$, wobei y das Eigewicht und x den Bleigehalt im Ei (ppm Fg) symbolisieren. Sie ist in Abbildung 22 dargestellt. Korrelationskoeffizient r und Regressionsgerade zeigen, daß in den untersuchten Eiern ein mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von $\alpha = 2,5\%$ belegter Zusammenhang zwischen Eigewicht und Bleigehalt im Ei dergestalt besteht, daß der Pb-Gehalt mit steigendem Eigewicht zunimmt. Möglicherweise überdecken aber auch jahreszeitliche Einflüsse auf den Pb-Gehalt im Ei einen tatsächlich noch engeren Zusammenhang zwischen Eigewicht und Bleigehalt.

2.4 Gehalt in Dotter und Eiklar

Von 12 Eiern waren zusätzlich noch Dotter und Eiklar getrennt auf ihren Pb-Gehalt untersucht worden (Tabelle 23, S. 85). Sie wiesen im eßbaren Anteil im Schnitt 0,081 ppm Pb/Fg auf. Im Eiklar wurden mit 0,053 ppm Fg um durchschnittlich 34,6 % niedrigere, im Dotter dagegen mit 0,102 ppm Fg

um 25,8 % höhere Pb-Gehalte als im Gesamtei (Ei ohne Schale) gemessen. In nur 2 der 12 Eier enthielt das Eiklar höhere Pb-Gehalte als der Dotter. Der Unterschied erklärt sich nicht allein aus dem höheren Anteil des Eiklars bzw. niedrigeren des Eidotters am eßbaren Anteil des Eies. Er muß vor allem in der unterschiedlichen chemischen Zusammensetzung von Eiklar und Dotter gesucht werden. Im Gegensatz zur Pb-Verteilung in Eiklar und Dotter wurden bei Cd die durchschnittlich höheren Werte im Eiklar festgestellt.

3. Quecksilber

3.1 Einfluß des Eigewichtes

Insgesamt waren 33 Eier aus den Betrieben A, B und C untersucht worden. Wie anhand von Tabelle 14 (S. 60 - 73) ersichtlich, enthielten 8 (= 24 %) der 33 Eier Hg-Gehalte unter der Nachweisgrenze der angewendeten Analysenmethode. Der durchschnittliche Hg-Gehalt betrug 0,010 ppm Fg (Tabelle 24, S. 86). Die geringe Anzahl untersuchter Eier gestattete nur die Prüfung der Abhängigkeit des Hg-Gehaltes im Ei vom Eigewicht. Sie ergab ($n = 33$) einen Korrelationskoeffizienten von nur 0,016 und zeigt das Fehlen jeglichen Zusammenhangs.

4. Abhängigkeit des Cd-, Pb- und Hg-Gehaltes voneinander

Im Schnitt wiesen die untersuchten Eier 0,027 ppm Cd/Fg ($n = 251$) und 0,053 ppm Pb/Fg ($n = 209$) auf. Der durchschnittliche Hg-Gehalt betrug 0,010 ppm Fg ($n = 33$). Die Eier enthielten im Mittel etwa doppelt soviel Pb als Cd. Ihr Hg-Gehalt liegt dagegen im Schnitt um den Faktor 2,7

niedriger als ihr Cd-Gehalt bzw. um den Faktor 5,3 unter dem Pb-Gehalt der Eier.

Zudem fällt bei Betrachtung der Variationskoeffizienten für die aus den 4 Betrieben entnommenen Eierkollektiven bei Pb die stärkere Streuung der Einzelwerte um die Mittelwerte auf als bei Cd. Das trifft für Eierkollektive aus allen Betrieben in etwa gleichermaßen zu. Die Variationskoeffizienten für die Pb-Gehalte lagen zwischen 70 und 78 %, für die Cd-Gehalte zwischen 40 und 57 %. Relativ gesehen schwanken die Variationskoeffizienten jedoch bei Cd stärker.

Das Vorhandensein möglicher Korrelationen der Cd-, Pb- und Hg-Gehalte im Ei wurde mittels Regressionsanalyse geprüft. Über die Ergebnisse gibt Tabelle 30 Auskunft.

TABELLE 30:

Prüfung der Abhängigkeit des Cd-, Pb- und Hg-Gehaltes im Ei voneinander

Abhängigkeit	Anzahl der Wertepaare	Korrelationskoeffizient	statistische Sicherheit
	n	r	$P \geq \%$
Cd : Pb	209	0.060	$P < 90$
Cd : Hg	33	0.111	$P < 80$
Pb : Hg	33	0.155	$P < 80$

Die Tabelle beweist, daß in den untersuchten Eiern die Cd-, Pb- und Hg-Gehalte im Ei nicht miteinander korreliert sind.

Die Überprüfung weiterer, sich möglicherweise auf die Höhe des Cd-, Pb- und auch Hg-Gehaltes im Ei auswirkender endogener und exogener Faktoren wie Rasse bzw. langfristiges, jährliches Niederschlagsmittel ergab jedoch keinerlei Anhaltspunkte für Zusammenhänge.

Unter Umständen maskieren oder egalisieren sich die verschiedenen Parameter gegenseitig oder es bedarf zu ihrer Feststellung doch größerer Untersuchungszahlen als in den eigenen Versuchen.

5. Abschätzung des Verzehrserisikos

Der derzeit für die BRD diskutierte Gesetzesentwurf des BMfJFuG sieht für Eier ohne Schale eine zulässige Höchstmenge

an Cd von:	0,02 ppm Fg
an Pb von:	0,15 ppm Fg
und an Hg von:	0,03 ppm Fg vor.

Zu diesen Werten wurden seitens des BMfELuF gewisse Vorbehalte erhoben.

5.1 Cadmium

Der in Eiern diskutierte Cd-Höchstwert von 0,02 ppm Fg wurde, wie Abbildung 23 über Häufigkeitsverteilung sowie Tabelle 31 über Überschreitungshäufigkeit informieren, in 172 von insgesamt 251 untersuchten Eiern z. T. nicht unerheblich überschritten. Dies entspricht einer Überschreitungshäufigkeit von 68,4 %, d. h., daß jeweils in 2 von 3 untersuchten Eiern der Cd-Gehalt über dem vorgeschlagenen Höchstwert liegt.

ABBILDUNG 23: Häufigkeitsverteilung der Cd-Gehalte aller untersuchten Eier (n = 251)

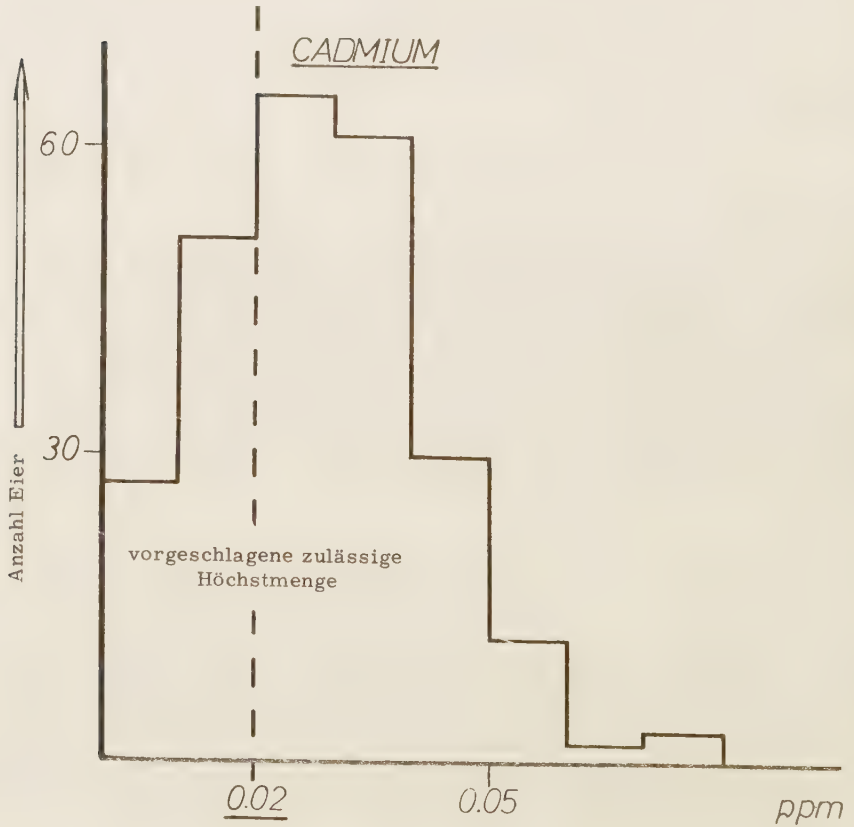


TABELLE 31:

Überschreitungshäufigkeit des vom BMfJFuG vorgeschlagenen Cd-Höchstwertes in Eiern aus den Betrieben A - D

Betrieb	Anzahl Eier n	Häufigkeit in % < 0,02 ppm Fg	Anzahl Eier n	Häufigkeit in % > 0,02 ppm Fg
A	90	35	55	61.1
B	84	24	60	71.4
C	38	14	24	63.1
D	39	6	33	84.1
A - D	79	31.6	172	68.4

Die Betrachtung der Tabelle 31 zeigt, daß die Überschreitungshäufigkeit des diskutierten zulässigen Höchstwertes für Cd in Eiern aus Betrieb D mit Batteriehaltung um 12,7 - 23,0 % höher lag als in den Betrieben A, B und C mit Freilandhaltung der Hühner. Sie dürfte primär im hohen Cd-Gehalt des Futters im Betrieb D zu suchen sein. Die Überschreitungshäufigkeiten in den Betrieben mit Auslauf der Hühner unterschieden sich dagegen relativ wenig.

Tabelle 32 ist zu entnehmen, daß 70,5 % der untersuchten Eier Cd-Gehalte zwischen 0,01 und < 0,04 ppm Fg aufwiesen. Am häufigsten waren die Intervallklassen $0,02 < 0,03$ ppm Fg mit 25,9 % (n = 65 Eier) und $0,03 < 0,04$ ppm Fg mit 24,3 % (n = 51 Eier) vertreten. Nur 6,8 % (= 17 Eier) der Eier enthielten mehr als 0,05 ppm Cd/Fg. Cd-Gehalt von $>$ als 0,08 wurden in keinem Ei angetroffen.

Tabelle 32 informiert in Intervallklassen in ppm Fg über die Häufigkeitsverteilung der Cd-, Pb- und Hg-Gehalte von Eiern aus den Betrieben A - D.

TABELLE 32:

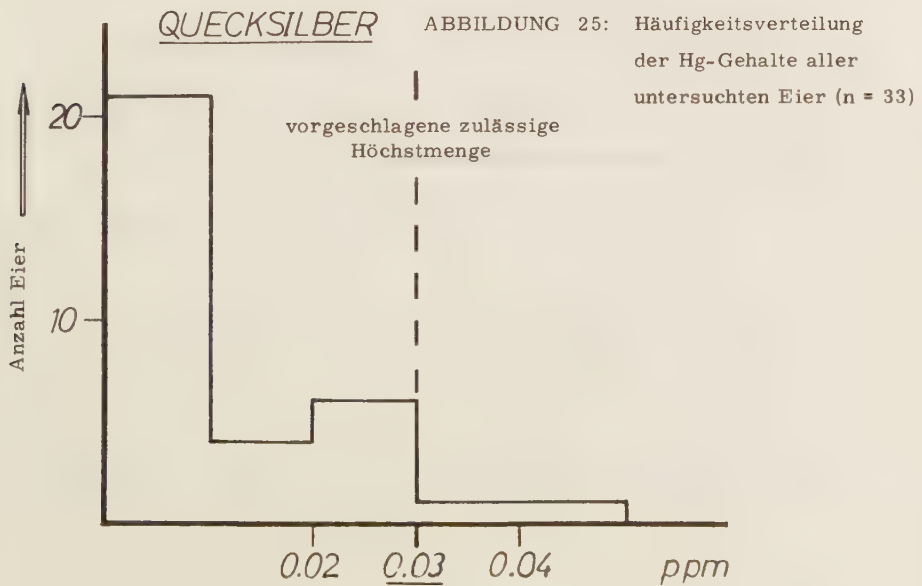
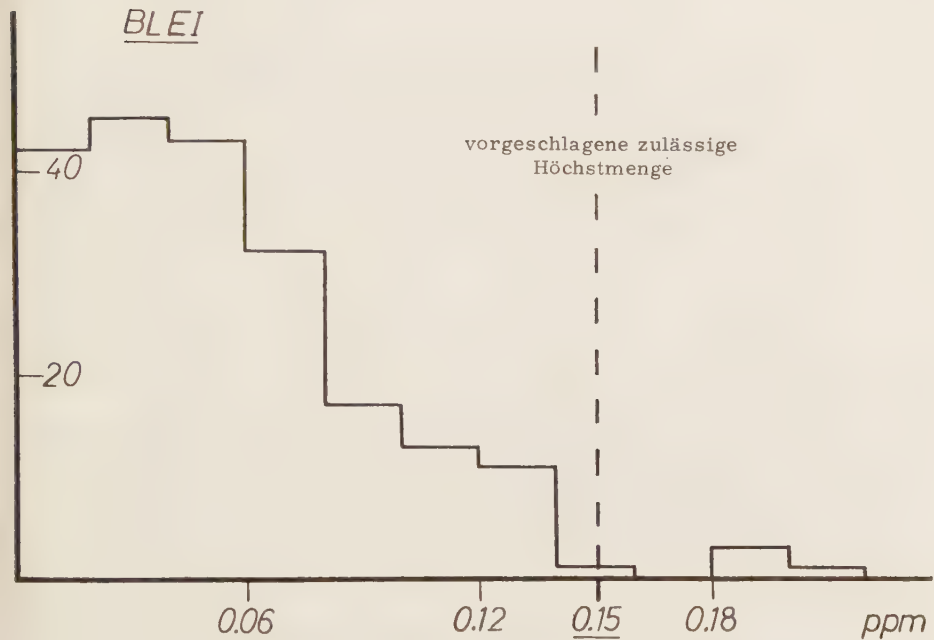
Rückstände von Cadmium, Blei und Quecksilber in den Eiern aus den Betrieben A mit D

Gehalt ppm Fg	Anzahl Eier		
	Cd	Pb	Hg
n. n.	0	3	8
< 0.01	27	25	13
0.01 < 0.02	51	15	4
0.02 < 0.03	65	21	6
0.03 < 0.04	61	24	1
0.04 < 0.05	30	18	1
0.05 < 0.06	12	25	
0.06 < 0.07	2	18	
0.07 < 0.08	3	14	
0.08 < 0.09		6	
0.09 < 0.10		11	
0.10 < 0.12		13	
0.12 < 0.15		11	
0.15 < 0.21		5	
$\bar{x}$	0.027	0.053	0.01
n	251	209	33

5.2 Blei

In 209 Eiern wurde der vorgeschlagene Höchstwert von 0,15 ppm Pb/Fg bei nur 5 Eiern, das sind 2,4 % aller Eier, überschritten. Die Häufigkeitsverteilung der Pb-Gehalte aller 209 analysierten Eier ist in Tabelle 32 numerisch und in Abbildung 24 auch graphisch dargestellt. In der Graphik ist der diskutierte zulässige Höchstwert für Pb als gestrichelte Linie eingezeichnet.

ABBILDUNG 24: Häufigkeitsverteilung der Pb-Gehalte aller untersuchten Eier ($n = 209$)



Der Mittelwert aller 209 Eier betrug 0,053 ppm Pb/Fg. Er liegt damit erheblich unter dem beabsichtigten Pb-Toleranzwert von 0,15 ppm Fg. Tabelle 32 läßt erkennen, daß 76,6 % der Eier (= 160 Eier) Pb-Gehalte zwischen 0,01 und 0,08 ppm Fg aufwiesen. Die Pb-Gehalte dieser 160 Eier verteilen sich ziemlich einheitlich auf die 8 Intervallklassen. Innerhalb dieser 8 Intervallklassen schwankten die Häufigkeiten zwischen 6,7 % (= 14 Eier) im Intervall 0,07 - <0,08 ppm Fg und 12 % (= 25 Eier) in den Intervallklassen <0,01 und 0,05 - <0,06 ppm Fg.

5.3 Quecksilber

In 33 untersuchten Eiern wurde der vorgesehene Höchstwert für Hg von 0,03 ppm Fg zweimal (= 6,1 %) überschritten. Der Mittelwert aller 33 Eier liegt mit 0,01 ppm Hg jedoch noch deutlich unter den als zulässigen Höchstwert im Ei vorgesehenen 0,03 ppm Fg. Tabelle 32 und Abbildung 25 geben Aufschluß über die Überschreitungshäufigkeit bzw. Häufigkeitsverteilung der Hg-Gehalte im untersuchten Eikollektiv.

Der diskutierte Höchstwert von 0,03 ppm Hg ist in der Graphik wieder als gestrichelte Linie eingezeichnet.

Der Tabelle 32 ist zu entnehmen, daß 93,9 % aller untersuchten Eier Hg-Gehalte zwischen n.n. und 0,03 ppm aufweisen. Im Rest der Eier wurden Hg-Gehalte > 0,03 und maximal < 0,05 ppm gemessen. Die Intervallklasse mit der größten Häufigkeit war der Bereich <0,01 ppm Hg/Fg. 34,9 % aller Eier enthielten weniger als 0,01 ppm Hg/Fg.

VII. DISKUSSION

Insgesamt waren von 251 Eiern 251 auf Cd, 209 auf Pb und 33 auch auf Hg untersucht worden. Die Untersuchungen dienten nicht nur der Feststellung gegenwärtig in Eiern vorhandener Cd-, Pb- und Hg-Gehalte, sie erfolgten auch im Hinblick auf die Festlegung zulässiger Höchstwerte für diese drei Schwermetalle in Eiern und Eiprodukten im Rahmen der in der BRD geplanten "Verordnung über zulässige Höchstwerte an As, Pb, Cd und Hg in und auf Lebensmitteln". Die Untersuchungen sollten aber zugleich auch Anhaltspunkte über den Einfluß bestimmter endogener und exogener Faktoren vor allem auf den Gehalt der Eier an Pb und Cd geben.

An endogenen Faktoren wurde insbesondere der Einfluß des Eigewichtes aber auch der von Alter und Rasse der Hennen geprüft, an exogenen die Auswirkungen von Exposition der Hühner und Entnahmezeit der Eier, da von letzteren noch am ehesten erwartet werden durfte, daß sie den Gehalt der Eier an diesen Schwermetallen beeinflussen.

- Entnahmeorte und Betriebe waren deshalb so ausgewählt worden, daß sie
- a) eventuelle Auswirkungen des Verkehrs (Betrieb A und B autobahnnah - Betrieb C und D autobahnfern) und/oder von Fütterung und Haltung (Betrieb A, B und C Freilandhaltung - Betrieb D Batteriehaltung) auf den Pb- und Cd-Gehalt in Eiern und
 - b) auch den Einfluß der Jahreszeit zu erfassen gestatten.

Bekanntlich enthalten Pflanzen im Herbst und Winter zumeist ein Mehrfaches ihrer Gehalte an Pb und Cd als zu Beginn und in den ersten Abschnitten ihrer Wachstumsperiode. Es erscheint deshalb keineswegs abwegig anzunehmen, daß Eier von Hühnern mit Freilandhaltung und einem hohen Anteil an pflanzlicher Kost in der Nahrung im Herbst mehr Pb und Cd enthalten als im April oder Mai.

Zur Ermittlung der Verteilung von Cd bzw. Pb im eßbaren Anteil der Eier wurden zusätzlich zu den 251 untersuchten Eiern bei 15 bzw. 12 weiteren

Eiern aus den Betrieben A und B der Cd- bzw. Pb-Gehalt in Eiklar und Eidotter bestimmt.

Die Ergebnisse sollen der besseren Übersichtlichkeit in der Reihenfolge ihrer Darstellung und Besprechung diskutiert werden.

1. Cadmium

Die in den untersuchten Eiern festgestellten Cd-Gehalte bewegen sich innerhalb der Literatur mitgeteilter Werte. DORN und KNÖPPLER (29) hatten in Eiern aus der BRD Cd-Gehalte analysiert, die nur unerheblich von den eigenen differieren. Deren Werte sollten nicht mehr als einen Überblick über die "Ist-Situation" geben und waren deshalb wahllos ohne Berücksichtigung bestimmter Parameter entnommen worden.

1.1 Einfluß der Entnahmeorte

Verschiedentlich war über erhebliche Unterschiede in den Cd-Gehalten von Pflanzen berichtet worden, die in unmittelbarer Nähe stark verkehrsfrequenter Straßen und in verkehrsfernen Gegenden gewachsen waren (126, 88, 89). Über spezielle Untersuchungen zur Feststellung der Auswirkung des Verkehrs (unterschiedliche Exposition) auf den Cd-Gehalt im Ei wurde bisher offenbar noch nicht berichtet. Wenn sich, wie die Betrachtung der eigenen Ergebnisse zeigt, die unterschiedliche Verkehrsexposition der Hühner in den verschiedenen Betrieben nicht im erwarteten Maße im Cd-Gehalt der Eier niederschlägt, dürfte dies vor allem darauf zurückzuführen sein, daß die von den Hennen mit dem Futter aufgenommenen Cd-Gehalte durch die unterschiedliche Verkehrsexposition doch nicht so nachhaltig beeinflußt werden. Dies steht in einem gewissen Widerspruch zu der Feststellung, daß Pflanzen in unmittelbarer Nähe stark frequentierter Verkehrswege höhere Cd-Gehalte aufweisen als in weiter Entfernung oder an weniger stark verkehrsexponierten Straßen. Bisher verbürgte Angaben über den Cd-Gehalt von Pflanzen beziehen sich häufig nur auf deren

vegetativen Teil. Körner und Sämereien, die Hauptnahrung von Hühnern, enthalten jedoch in der Regel (erheblich) weniger Cd. Sie stellen aber zusammen mit einem gewissen Anteil tierischer Nahrung den Hauptfutteranteil von im Freien gehaltenen Hühnern dar. Über Cd-Gehalte in den Weichgeweben der den Hühner als Nahrung dienender Tiere liegen kaum Angaben vor. Es erscheint deshalb durchaus möglich, daß die vergleichsweise zu den Sproßorganen offenbar in Früchten niedrigeren Cd-Gehalte für eine Beeinflussung des Cd-Gehaltes im Ei nicht ausreichen.

Andererseits sollte aber auch bedacht werden, daß die Hennen in den beiden autobahnnahen Betrieben A und B zumeist in einer Entfernung von 30 - 150 und mehr Meter vom Fahrbahnrand und nicht unmittelbar neben ihm nach Futter suchten. Wie dort von KREUZER et al. auch 1973/74 durchgeführte Untersuchungen an beiderseits der Autobahn in Abständen von wenigen bis zu 200 m Entfernung vom Fahrbahnrand entnommenen Futterpflanzen zeigten, nahmen in ihnen die Cd- wie auch die Pb-Gehalte schon innerhalb einer Distanz von 20 m links und rechts der Autobahn erheblich ab.

Möglicherweise doch vorhandene Cd-Gehaltsunterschiede in den Eiern könnten aber auch durch die unterschiedlich langen Auslaufzeiten der Hennen in den einzelnen Betrieben verwischt werden. Die Zeiten freien Auslaufs der Hühner dürften in den beiden autobahnnahen Betrieben A und B aufgrund der mildereren klimatischen Verhältnisse vermutlich länger gewesen sein als im rauheren Klima des im Bayerischen Wald gelegenen Betriebes C. In Betrieb C währt deshalb die zusätzliche Verfütterung von Körnerfutter länger, sein geringerer Cd-Gehalt kann vermutlich ebenfalls zur Maskierung des Cd-Gehaltes im Ei mit beitragen.

Auch die unterschiedliche Bodenbeschaffenheit könnte sich auf den Cd-Gehalt der Eier auswirken. Ausreichendes oder überdurchschnittliches Ca-Angebot im Boden verhindert nämlich den Übergang des Cd aus dem Boden in die Futterpflanze beträchtlich. Der Boden im Bereich der Betriebe A und B gilt als Ca-reich, im Betrieb C dagegen als arm an Ca. Auch

dieser Umstand könnte Unterschiede in Cd-Gehalten der Eier aus den Betrieben A, B und C verringern. Unterschiede in der Bodenbeschaffenheit könnten zudem auch die Zusammensetzung der tierischen Nahrung und den Anteil an der Gesamtnahrung der Hennen beeinflussen.

Die aerogene Aufnahme von Cd mit der Atemluft dürfte trotz seiner erheblich besseren Resorption in der Lunge nur eine untergeordnete Rolle spielen. Wäre sie von Bedeutung, müßten die Eier aus den beiden autobahnnahe Betrieben deutlich mehr Cd enthalten als im verkehrsfernen Betrieb C. Das gilt vor allem für die Eier aus dem in Richtung der Hauptwinddrift gelegenen Betrieb A. Sie weisen aber kaum höhere Gehalte an Cd auf als diejenigen aus den Betrieben B und C.

Daß dem Boden-Cd für den Cd-Gehalt in den Futterpflanzen und im Ei vermutlich mehr Bedeutung zukommt als unterschiedlichen Verkehrsexpositionen, zeigen die Eier aus dem autobahnfernen Betrieb D. Dort erhielten die batteriegehaltene Legehennen Futter mit einem höheren Cd-Gehalt (eigene Untersuchung) als es die Tiere in den Betrieben A, B und C trotz freien Auslaufs aufnehmen konnten. Eine Möglichkeit zur Aufnahme von Cd besteht bei batteriegehaltenen Hennen auch, wenn sie mit verzinkten Gegenständen wie Käfig, Kotbleche und Tränken in Kontakt kommen. Zinkhaltige Gegenstände enthalten als Verunreinigung fast immer Spuren von Cd. In Versuchen zur Feststellung des Spurenelementgehaltes verschiedener Weichgewebe des Hühnerorganismus war auf die Gefahr "verfälschter" zu hoher Zn-Gehalte bei Tieren wiederholt hingewiesen worden, wenn diese in verzinkten Käfigen gehalten werden oder Zn mit dem Trinkwasser aus verzinkten Tränken aufnehmen können. Cd verhält sich in seinen chemisch-physikalischen Eigenschaften dem Zn sehr ähnlich. Das trifft auch für seine Löslichkeit zu. Es erscheint deshalb durchaus denkbar, daß Hennen bei Batteriehaltung aus verzinkten Gegenständen zusammen mit mehr Zn auch zusätzlich zum Futter-Cd noch Cd mit aufnehmen. Diese Möglichkeit ist bei batteriegehaltenen Tieren nur dann mit Sicherheit auszuschließen, wenn sie mit zinkhaltigen Gegenständen mittel-

bar oder auch unmittelbar (Trinkwasserleitung) nie längere Zeit in Berührung kommen konnten.

Die Ergebnisse von DORN und KNÖPPLER können quasi als eine Bestätigung der eigenen Resultate gewertet werden, da sie keine Unterschiede mitteilen, die u. a. auf die Verschiedenheit der Entnahmeorte zurückgeführt werden konnten.

1.2 Einfluß der Entnahmeterminen

Es war zwar über eine Zunahme der Cd-Gehalte in Boden und Pflanzen (88, 89, 126) beiderseits der Verkehrswege in Abhängigkeit von Verkehrsdichte und Jahreszeit berichtet worden, nicht jedoch bis jetzt über deren Auswirkung auf Legehennen und Eier. Der Cd-Gehalt in den Sproßständen von Pflanzen nimmt ab September bis Ende März sprunghaft, oft um ein Mehrfaches zu.

Für eine gewisse Abhängigkeit der Cd-Gehalte in Eiern von der Jahreszeit spricht vor allem die Gegenüberstellung der Cd-Gehalte der in den beiden extrem verkehrsexponierten Betrieben A und B und dem autobahnfernen Betrieb C entnommenen Eikollektive. In den Betrieben A und B war eine Zunahme der Cd-Gehalte im Verlauf der Legeperiode zu beobachten, nicht jedoch in den Betrieben C und D. Die sprunghafte Zunahme in den Betrieben A und B spiegelt in etwa den Anstieg des Cd-Gehaltes in den Futterpflanzen im Verlaufe der Vegetationsperiode wieder. Den Hennen konnte dort praktisch ganzjährig freier Auslauf gewährt werden, da der Winter 1973/74 mild und in dieser Gegend auch schneearm verlief. Die Zufütterung von Körnerfutter war deshalb im Unterschied zu Betrieb C gering. Dort unterbindet das rauhe Klima insbesondere nach starken Schneefällen die Möglichkeit zu freiem Auslauf oft ganz, so daß die Hennen während dieser Zeit fast ausschließlich mit Körnerfutter ernährt werden müssen. Schon während der Zeit des Auslaufs war im Betrieb C der Anteil an zugefüttertem Körnerfutter größer als in den klimatisch begünstigteren Betrieben A und B. Beide Umstände erklären möglicherweise die im Verlaufe der

Legeperiode relativ konstanten Cd-Gehalte in Eiern aus dem Betrieb C.

Diese Auffassung unterstreichen vor allem die Cd-Gehalte in den Eikollektiven aus dem Betrieb D. In ihnen schwankten die Cd-Gehalte trotz höherer Werte weit geringer ($\pm 40,8\%$) als in den Betrieben A, B und C ($\pm 57,1\%$, $\pm 53,6\%$ und $\pm 55,1\%$). Das trifft auch für die Schwankung der Einzelwerte um die Mittelwerte innerhalb und zwischen den einzelnen Eikollektiven aus Betrieb D zu. Dies überrascht bei dem einheitlichen Tiermaterial dieses Betriebes, der ganzjährigen Haltung der Hennen in Batterien und der Fütterung mit standardisiertem Handelsfutter keinesfalls. Individuelle Unterschiede in der Cd-Aufnahme der Hennen mit dem Futter, wie sie bei freiem Auslauf von Hühnern möglich sind, treten bei Batteriehaltung der Tiere weit weniger augenfällig in Erscheinung. Die im Schnitt hohen Cd-Gehalte der Eier aus dem Betrieb D resultieren wahrscheinlich aus den relativ hohen Anteilen an tierischem Eiweiß und Mineralien in dem an die Hühner verfütterten Handelsfutter. Tierisches Eiweiß und Mineralien erweisen sich in der Regel besonders reich an Cd (83).

1.3 Einfluß des Eigewichtes

Untersuchungen an Schlachtschweinen (84) hatten ergeben, daß Nieren und Lebern von schweren Tieren signifikant höhere Cd-Gehalte aufweisen als gleichaltrige, auf gleiche Weise gehaltene und gefütterte leichtere Schweine. Frohwüchsige Schweine nehmen entweder mit mehr Futter auch mehr Cd auf oder/und resorbieren es besser als leichtere, weniger rasch wachsende Tiere. Vielleicht scheiden schwerere Schweine Cd auch langsamer aus.

Diese Beobachtung ließ es bei dem noch weit intensiveren Stoffwechsel des Geflügels keineswegs abwegig erscheinen, auch bei Eiern einen Zusammenhang zwischen Gewicht und Cd-Gehalt zu vermuten. Die Ergebnisse zeigen jedoch, daß ein Einfluß des Eigewichtes auf den Cd-Gehalt der Eier offensichtlich nicht gegeben ist.

Eier zählen zusammen mit Fleisch und Milch zu den Cd-ärmsten Lebensmitteln tierischer Herkunft. Der Cd-Gehalt im Ei ist zu gering, als daß bei der nur kurzen Verweilzeit des Eies im Eileiter ein unterschiedliches Eigewicht den Cd-Gehalt im Ei signifikant beeinflussen könnte. Signifikante Unterschiede wären nur dann denkbar, wenn der Anteil des Eiklars am Eigewicht in schweren Eiern deutlich höher läge als bei leichteren oder die Verweildauer des Eies im Eileiter länger wäre. Eiklar weist nämlich, wie die Untersuchungen zeigten, höhere Cd-Gehalte auf als der Dotter. Bei längerem Aufenthalt des Eies im Eileiter bestünde durchaus die Möglichkeit des Übergangs von mehr Cd aus dem Organismus in das Ei. Nach Untersuchungen von SÜLZ (141) und ANKE et al. (4) ist er jedoch äußerst gering. Dies würde auch erklären, warum zwischen den Cd-Gehalten in Eiern und ihren Gewichten kein Zusammenhang besteht.

1.4 Gehalt in Dotter und Eiklar

Die unterschiedlich chemische Beschaffenheit von Eidotter und Eiklar ließ Unterschiede in den Cd-Gehalten beider Bestandteile erwarten. Eiklar enthielt mit durchschnittlich 0,040 ppm Cd/Fg im Mittel um 5 % höhere, der Dotter dagegen mit 0,033 ppm Cd/Fg um 17,5 % niedrigere Cd-Gehalte als der eßbare Eianteil. Über ähnliche Ergebnisse berichten auch KROPF et al. (85). Sie fanden ebenfalls im Eiklar die höheren Cd-Anteile. HARDEBECK et al. (48) stellten dagegen im Eidotter höhere Cd-Gehalte fest. Cd soll im tierischen Material bevorzugt an SH- und SS-Gruppen im Eiweiß gebunden werden. Bis zu 6,9 % Cd werden in Metallothionein gefunden (39, 109, 157, 168), einem niedermolekularen Eiweißkörper, der sich durch einen relativ hohen Schwefelgehalt auszeichnet. Der Dotter enthält im Schnitt mit 16,3 % Eiweiß um 5,9 % mehr Eiweiß als das Eiklar mit 10,4 % (155).

Es liegt deshalb nahe anzunehmen, daß das Eiklar mehr niedermolekulare SH- und SS-Gruppen-haltige und damit relativ mehr Cd-affine Eiweißkörper

enthält als der Dotter. Aufschluß darüber könnte möglicherweise die Analyse von Eiklar und Dotter auf ihre Schwefelgehalte bringen.

Auch der Gehalt an Ca, einem Element, das bei ausreichendem oder überreichlichem Angebot in Boden oder Pflanzen erniedrigend auf den Cd-Gehalt in Nieren und Lebern von Rindern wirkt (79), kann bei entsprechend hohem Angebot Cd aus seinen Verbindungen verdrängen (158) und einen vermehrten Übergang von Cd in das Eiklar zur Folge haben.

Anhaltspunkte für die Verteilung des Cd im eßbaren Anteil des Eies könnten möglicherweise auch die Zn-Gehalte im Eiklar und Dotter geben, da von Cd angenommen werden muß, daß es sich aufgrund seiner chemischen Ähnlichkeit mit Zn im Organismus ähnlich wie dieses verhält.

Die aufgeführten Erwägungen könnten möglicherweise die überraschend im Eiklar höheren Cd-Gehalte erklären helfen. Aufgrund des hohen Schwermetallgehaltes im Dotter waren sie in ihm erwartet worden.

2. Blei

2.1 Einfluß der Entnahmeorte

Angaben über den Einfluß unterschiedlicher Expositionen auf den Pb-Gehalt in Eiern liegen anscheinend nicht vor. Bei Betrachtung der Mittelwerte scheinen den eigenen Untersuchungen zufolge zwischen den Pb-Gehalten von Eiern aus den beiden extrem verkehrsexponierten, beiderseits der Autobahn gelegenen Betrieben A und B und den zwei autobahnfernen Betrieben C und D gewisse Unterschiede zu bestehen. Eier aus den Betrieben A und B enthielten im Durchschnitt 0,056 bzw. 0,060 ppm Pb/Fg gegenüber nur 0,044 bzw. 0,045 ppm Pb/Fg in Eiern aus den Betrieben D und C. Die Unterschiede sind wider Erwarten nur scheinbar, wie die Variationskoeffizienten zwischen $\pm 70,7$ und ± 78 % innerhalb der Eikollektive aus den verschiedenen Betrieben erkennen lassen.

Dieses Ergebnis überrascht auf den ersten Blick. In der Literatur war nämlich wiederholt auf die starke Abhängigkeit der Pb-Gehalte in Pflanzen von der Entfernung ihres Wuchsortes zur Autobahn hingewiesen worden (18, 88, 126, 139). U. a. berichten SOMMER et al. (139) über eine Korrelation des Pb-Gehaltes von Pflanzen und der Distanz ihres Abstandes von der Autobahn. In 50 m von der Autobahn entfernt gewachsenen Pflanzen betrug der Pb-Gehalt nur noch $1/5$ des Pb-Gehaltes von Pflanzen unmittelbar am Rand der Fahrbahn. KREUZER et al. (83) fanden diese Abhängigkeit auch bei Pflanzen im direkten Bereich des Autobahnabschnittes der Betriebe A und B in etwa bestätigt. Wenn dann in Eiern aus diesen Betrieben zwar höhere, aber doch nicht von Eiern aus den Betrieben C und D signifikant verschiedene Cd-Gehalte gemessen wurden, liegt das daran, daß in den Betrieben A und B die Hennen nicht unmittelbar neben der Fahrbahn, sondern zumeist in einem Abstand von 30 - 150 m davon ihr Futter gesucht haben dürften. In einer solchen Entfernung unterscheiden sich die Pb-Gehalte in Pflanzen nicht mehr so erheblich von den Pb-Gehalten in autobahnfernen, nicht verkehrsexponierten Gebieten gewachsenen Pflanzen. Ein gewisser Einfluß der Verkehrsexposition auf den Pb-Gehalt der Eier kann anhand der Ergebnisse nicht verneint werden. Er wäre nur dann einwandfrei belegbar, wenn die Hennen ihr Futter ausschließlich innerhalb eines Abstandes von 30 m vom Autobahnrand aufgenommen hätten. Daß der Unterschied der Pb-Gehalte in den Eiern aus den Betrieben A und B gegenüber den Eiern aus C und D nicht deutlicher ausfiel, liegt sicherlich auch mit darin begründet, daß Sämereien und Körner auch in unmittelbarer Autobahnnähe weit weniger Pb enthalten als die Sproßorgane der Pflanzen (139). Dieselbe Feststellung war schon bei Cd gemacht worden.

Die gleichen Faktoren, die zu einer Verminderung tatsächlich existenter, expositionsbedingter Unterschiede in den Cd-Gehalten von Eiern aus autobahnnahen und -fernen Betrieben beitragen würden, bleiben vermutlich auch nicht ganz ohne Einfluß auf den Pb-Gehalt im Ei. Wie bei Cd dürfte sich auch bei Eiern aus dem Betrieb C die infolge der schlechteren klimatischen Verhältnisse kürzere Auslaufzeit und die dadurch bedingte längere und intensivere Zufütterung von Körnerfutter vermindernd auf ihren Pb-Gehalt auswirken.

Ähnliches trifft auch für die Unterschiede in der Bodenbeschaffenheit zwischen den Betrieben A und B sowie C zu. Ein reichlicher Ca-Gehalt im Boden oder ein entsprechend hohes Ca-Angebot im Futter vermindert den Übergang von Pb aus dem Boden in das Futter bzw. aus diesem in das Tier. In den Ca-armen Böden des Betriebes C muß deshalb zumindest mit einem relativ größeren Carry-over für Pb aus dem Boden in die Pflanzen bzw. in das Futter gerechnet werden als in den besser Ca-versorgten Böden der Betriebe A und B.

Die aerogene Aufnahme von Pb dürfte für den Pb-Gehalt in Eiern von nur untergeordneter Bedeutung sein. Käme ihr ein erheblicher Einfluß zu, dann hätten die Eier aus dem in Hauptwindrichtung gelegenen Betrieb A zumindest während der Hauptreisezeit höhere Gehalte an Pb aufweisen müssen als die aus dem Betrieb B. Dies war jedoch keineswegs der Fall. Im Unterschied zu Cd streuen in den untersuchten Eiern bei Pb die Einzelwerte um die Mittelwerte innerhalb der einzelnen Betriebe weit stärker als zwischen Eiern aus verschiedenen Betrieben. Das deutet zum einen auf größere individuelle Unterschiede beim Übergang von Pb aus dem Futter auf das Ei hin als bei Cd, zum anderen aber auch auf vermutlich geringere innerbetriebliche Unterschiede im Pb-Gehalt des Futters.

Auch aus den Untersuchungen von DORN und KNÖPPLER (29) war nicht entnehmbar, daß der Entnahmeort den Pb-Gehalt von Eiern beeinflusst.

2.2 Einfluß der Entnahmetermine

Auch über den Einfluß der Jahreszeit oder des Zeitpunktes des Eianfalls während der Legeperiode auf den Pb-Gehalt von Eiern ist bisher nicht berichtet worden. Der Vergleich der Pb-Mittelwerte zu gleichen aber auch zu verschiedenen Terminen in den Betrieben entnommener Eierkollektive läßt z. T. innerhalb einzelner bzw. zwischen bestimmten Betrieben gewisse Parallelitäten im saisonalen Verlauf erkennen. So schwanken die Mittelwerte der verschiedenen Eierkollektive aus den beiden autobahnnahe Betrieben A und B ohne erkennbaren Zusammenhang zu den Entnahmeterminen,

dennoch sind gewisse Gemeinsamkeiten nicht zu übersehen. Die höchsten Durchschnittswerte wurden in beiden Betrieben jeweils in den Eierkollektiven vom 11.10.1973 und 3.3.1974 ermittelt, die niedrigsten in den Kollektiven vom 6.12.1973 bzw. 20.3.1974 (Tabelle 19 und 20, S. 79 und 81). Dabei erwiesen sich die Unterschiede in den Mittelwerten zu gleichen Terminen entnommener Eier als auffallend gering. Beides deutet doch auf einen gewissen Einfluß von Verkehrsexposition und/oder Entnahmetermin auf den Pb-Gehalt von Eiern hin.

Auch bei Eiern aus dem Betrieb C sind gewisse Zusammenhänge zwischen dem Pb-Gehalt und den Entnahmetermenen erkennbar, die indirekt ebenfalls als Auswirkung einer Verkehrsexposition bzw. Nichtverkehrsexposition interpretiert werden können. Ihre Entnahme war, von einem Termin abgesehen, nur im Winterhalbjahr erfolgt. Während dieser Zeit nehmen die Pb-Mittelwerte der Eierkollektive beachtlich ab. Sie resultieren vermutlich aus der dort wegen des Schneereichtums in den Wintermonaten doch sehr erheblichen Einschränkung des Auslaufs. Die Hennen wurden dort während dieser Zeit offensichtlich mit Pb-armem Futter ernährt.

Ohne Einfluß auf den Pb-Gehalt blieb die Verkehrsexposition bzw. der Entnahmetermin nur bei Eiern aus Betrieb D. Die Hennen wurden dort in Batterien gehalten und mit standardisiertem Handelsfutter ernährt. Die Pb-Mittelwerte der einzelnen Probenahmekollektive differierten nur wenig. Dies kann nur Ausdruck der in diesem Betrieb einheitlichen Haltung und Fütterung der Hennen sein.

Der Unterschied in den Pb-Gehalten der Eier aus den einzelnen Betrieben war nur für Eier aus den Betrieben B und C absicherbar, für Eier aus Betrieb C mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit $\alpha = 0,1\%$, für Eier aus Betrieb B mit $\alpha = 0,5\%$. In Eiern des Betriebes B waren mit 0,060 ppm Pb/Fg im Durchschnitt die höchsten Pb-Gehalte, in Betrieb C mit 0,044 ppm Pb/Fg die niedrigsten ermittelt worden. Die Durchschnittswerte der Eier aus den Betrieben A und D lagen dazwischen und ließen sich deshalb statistisch nicht absichern.

Im Unterschied zu Cd, hier war bei Eiern von Hühnern mit freiem Auslauf im Laufe der Vegetationsperiode eine Zunahme des Cd-Gehaltes beobachtet worden, nehmen in ihren Eiern die Pb-Gehalte während des Untersuchungszeitraumes ab. Offenbar überdecken bei Pb die Auswirkungen der Verkehrsexposition den Einfluß der Jahreszeit auf den Pb-Gehalt im Ei. Sie dürften nicht unerheblich sein, da in Pflanzen der Pb-Gehalt gegen Ende der Vegetationsperiode im Herbst und Winter noch weit mehr zunimmt als ihr Cd-Gehalt. Die Pb-Belastung unserer Umwelt, vor allem aus dem Verkehr, dürfte weit stärker sein als bei Cd.

Die Annahme einer nicht unerheblichen Beeinflussung des Pb-Gehaltes in Eiern durch die Verkehrsexposition unterstreicht noch der Vergleich der Pb- und Cd-Gehalte in den Eierkollektiven aus Betrieb D. Sie blieben dort beide unabhängig vom Zeitpunkt der Entnahme über den ganzen Entnahmezeitraum ziemlich konstant.

Die Möglichkeit einer zusätzlichen Aufnahme von Pb, wie sie bei batteriegehaltenen Hühnern für Cd bei Kontakt mit Zn-haltigen Käfigen, Tränkevorrichtungen und dgl. durchaus gegeben ist, scheidet aus, da bleihaltige Gerätschaften bei der Hühnerhaltung kaum verwendet werden dürften.

2.3 Einfluß des Eigewichtes

Über einen eventuellen Zusammenhang des Pb-Gehaltes in Eiern und ihren Gewichten war bisher noch nicht berichtet worden. Wie die eigenen Untersuchungen ergaben, besteht im Unterschied zu Cd zwischen Pb-Gehalt und dem Gewicht der Eier ein signifikanter, mit 2,5 % Irrtumswahrscheinlichkeit gesicherter Zusammenhang. Schwere Eier weisen in der Regel auch die höheren Pb-Gehalte auf. Möglicherweise maskieren eine Reihe endogener Faktoren wie Rasse und Alter oder exogener wie Haltung und Fütterung einen noch engeren Zusammenhang.

Vielleicht reicht bei der ungleich höheren Pb-Umweltkontamination das im Futter auch größere Pb-Angebot aus, um den Pb-Gehalt in Eiern unter-

schiedlichen Gewichtes zu beeinflussen, vor allem dann, wenn schwere Eier länger im Eileiter verbleiben sollten als leichtere. Diese Vermutung erscheint für die gegenüber Cd wahrscheinlich wesentlich kürzere Verweildauer des Pb in Organen und Geweben des Organismus keineswegs abwegig. Sie signalisiert auch eine größere Mobilität für Pb im menschlichen und tierischen Körper. Die HWZ biol. für den Menschen liegt bei Pb wesentlich niedriger als bei Cd (82). Im tierischen Organismus dürften wohl ähnliche Relationen vorliegen. Nur dürften die HWZ biol. aufgrund der unterschiedlichen Mobilität von Cd und Pb im tierischen Organismus kürzer bzw. größer sein als beim Menschen. Das trifft vermutlich bei einer so stoffwechselintensiven Tierspezies wie den Hühnern besonders zu. Das Pb-Angebot über Blut und Eileiter bzw. Eierstock ist während der Eibildung deshalb mit ziemlicher Wahrscheinlichkeit größer als bei Cd.

Außerdem besteht vermutlich beim Huhn wie bei anderen Tieren auch, z.B. beim Rind, im Unterschied zu Cd die Möglichkeit einer kurzfristigen Remobilisierung im Skelett gespeicherten Pb. Dafür erwiesen sich Streßsituationen bereits ausreichend. Bei unseren Hochleistungs-Legerassen stellt die besonders stoffwechselintensive Eiproduktion sicherlich eine nicht zu unterschätzende Belastung des Organismus der Hennen und damit auch eine Streßsituation dar.

Das Eigewicht der Hühner ist von ihrem Alter und Körpergewicht abhängig (34, 99). Allgemein legen ältere und schwerere Hühner auch schwerere Eier. Da angenommen werden darf, daß ältere Hühner in ihren Organen und Geweben eine höhere Pb-Kontamination aufweisen als jüngere, kann in den schwereren Eiern älterer Hennen auch mit höheren Pb-Gehalten gerechnet werden. Die genannten Faktoren oder deren Kombination könnten die bestehende Abhängigkeit des Pb-Gehaltes im Ei von seinem Gewicht erklären.

2.4 Gehalt in Dotter und Eiklar

Untersuchungen zur Verteilung des Pb in Eiklar und Eidotter fehlen fast vollständig. Lediglich LEHNERT et al. (92) berichteten über weitaus höhere Pb-Gehalte im Eidotter als im Eiklar.

Deshalb wurde die Ermittlung des Pb-Verteilungsmusters in den beiden eßbaren Anteilen des Eies mit in die Untersuchungen einbezogen. Sie zeigten, daß der Dotter wesentlich höhere Pb-Gehalte aufweist als das Eiklar. Bei Cd enthielt das Eiklar die größeren Konzentrationen. Allerdings waren die Unterschiede nicht so ausgeprägt gewesen wie bei Pb. Im Dotter wurden um 25,8 % höhere, im Eiklar dagegen um 34,6 % niedrigere Pb-Gehalte gemessen als in beiden eßbaren Bestandteilen des Eies zusammen. Die Dotter der untersuchten Eier hatten im Schnitt 0,102 ppm Pb/Fg, das Eiklar 0,053 ppm Pb/Fg. enthalten.

Im Ei war damit für Pb die Verteilung angetroffen worden, wie man sie aufgrund des Konzentrationsverhaltens anderer, ähnlich wie Pb reagierenden Eibestandteile, erwarten durfte. Es sei hier nur auf das Schwermetall Eisen und auch auf das Ca verwiesen. Beide sind im Dotter konzentriert. TURPEINEN et al. (155) geben den Fe-Gehalt des Dotters mit 6,8 mg/100 g an, im Eiklar dagegen mit 0,1 mg/100 g, den Ca-Gehalt im Dotter mit 140 mg/100 g, im Eiklar mit 5 mg/100 g. Die unterschiedlichen Verteilungsmuster von Pb und Cd im Ei sind sicherlich elementspezifisch bedingt. Wahrscheinlich verfügt Pb nicht über die ausgeprägte Affinität wie das Cd zu SH- und SS-Gruppen, speziell in niedermolekularen Eiweißkörpern.

3. Quecksilber

3.1 Einfluß des Eigewichtes

Eier wurden bisher relativ häufig, z. T. detaillierter auf Hg untersucht (23, 27, 29, 41, 115, 123, 140, 156). Auch die Verteilung des Hg in Eiklar und Dotter war schon mehrmals Gegenstand von Untersuchungen gewesen (31, 42, 70, 77, 123, 166). Sie ließen erkennen, daß Hg hauptsächlich im Eiklar enthalten ist. In den eigenen Versuchen wurde deshalb im Unterschied zu Cd und Pb auf weitergehende Untersuchungen verzichtet. Die Hg-Bestimmungen dienten mehr ergänzenden und abrundenden Zwecken.

In der Literatur werden Hg-Gehalte zwischen n. n. - 1,5 ppm Fg mitgeteilt (Tabelle 10). Bei Weglassung der extrem hohen Maximalwerte einiger Untersucher schwanken die Hg-Gehalte der Eier zwischen n. n. - 0,06 ppm Fg bei einem Mittelwert von etwa 0,01 ppm Fg.

Der Hg-Gehalt der untersuchten 33 Eier betrug im Mittel 0,010 ppm Fg bei einer Standardabweichung von $\pm 0,011$. Dies entspricht einem Variationskoeffizienten von $\pm 113,3\%$. Die Einzelwerte streuten zwischen n. n. und 0,041 ppm Hg/Fg. Sie bewegten sich damit innerhalb der in der Literatur mitgeteilten Werte.

Bei den im allgemeinen stärker Hg-kontaminierten Fischen war von mehreren Seiten über eine Abhängigkeit des Hg-Gehaltes vom Alter der Fische berichtet worden (95, 112, 167). Im Gegensatz zu dieser Feststellung konnte bei Eiern ein Zusammenhang zwischen ihren Hg-Gehalten und Gewichten nicht festgestellt werden.

4. Abhängigkeit des Cd-, Pb- und Hg-Gehaltes voneinander

Die Prüfung möglicher Zusammenhänge zwischen den Cd-, Pb- und Hg-Gehalten in Eiern war durch Untersuchungen von KREUZER et al. angeregt worden, in denen über eine Abhängigkeit der Cd- und Pb-Gehalte in Lebern und Nieren von Schlachtschweinen (82, 84) und auch Schlachtrindern (81) berichtet wurde. Nieren und Lebern von Rindern und Schweinen mit hohen Cd-Gehalten enthalten in der Regel auch hohe Pb-Gehalte, Nieren und Lebern mit niedrigen Cd-Gehalten auch relativ niedrige Pb-Werte und umgekehrt.

Wenn in Eiern ein derartiger Zusammenhang ihrer Cd- und Pb-Gehalte nicht gefunden werden konnte, liegt das möglicherweise doch am recht unterschiedlichen Angebot dieser Schwermetalle im Futter der verschiede-

nen Betriebe begründet. Das Angebot an Pb im Futter dürfte zumindest bei der extremen Verkehrsexposition der beiden autobahnnahen Betriebe A und B bei freiem Auslauf der Hennen weit massiver gewesen sein als in den Betrieben C und D. Es dürfte das an Cd und Hg bei weitem übertrroffen haben. Daß der Pb-Gehalt im Futter die Höhe des Pb-Gehaltes im Ei beeinflussen kann, zeigen die Pb-Gehalte der Eier von Hennen in den Betrieben A und B sowie C. Die Pb-Gehalte der Eier aus dem Betrieb D sind dafür eine indirekte Bestätigung.

Auch im Cd-Gehalt des Futters hatten vermutlich innerhalb der Betriebe erhebliche Unterschiede bestanden. Besonders Cd-reich muß, den Cd-Gehalten der Eier nach zu schließen, das Futter der Hennen im Betrieb D gewesen sein, es sei denn, die Tiere hatten dort Gelegenheit, Cd zusätzlich aus Zn-haltigen Käfigen, Tränken und dergleichen aufzunehmen. Es wies jedenfalls soviel Cd auf, daß demgegenüber der sicherlich vorhandene Einfluß der Verkehrsexposition auf den Cd-Gehalt von Eiern aus den Betrieben A und B weit weniger oder überhaupt nicht in Erscheinung trat.

An weiteren Faktoren sollte nicht übersehen werden, daß das Ei gewissermaßen ein Exkret des tierischen Organismus darstellt. Im Unterschied zu Organen oder Geweben des Organismus wie Nieren und Lebern oder Fleisch wirken beim Übergang des Futter-Cd, -Pb oder -Hg auf das Ei, der Eierstock und Eileiter als eine weitere, zusätzliche Barriere. Sie dürften die elementspezifische, determinierte Mobilität von Pb, Cd oder Hg nicht unbeeinflußt lassen. Aufgrund der Ergebnisse der durchgeführten Untersuchungen kann jedenfalls angenommen werden, daß Pb im Organismus vermutlich mobiler als Cd ist (4, 141). Auch Hg soll nach Untersuchungen von KIWIMÄE (70) sowie TEJNING (147) rasch in das Ei übergehen. Sie beobachteten schon kurze Zeit nach oraler Aufnahme des Quecksilbers in Eierstock und Ei Hg. Ein rascher Übergang aus dem Organismus in das Ei ist deshalb auch bei Hg sehr wahrscheinlich.

Andererseits komplizieren auch eine Reihe weiterer, hier nicht genauer angesprochener Faktoren wie z. B. die Bindungsart der Schwermetalle Pb,

Cd und Hg im Futter ihre Resorption im Magen-Darm-Trakt der Tiere erheblich und damit auch ihren Übergang in Organismus und Ei. Derartige Beobachtungen liegen vor allem bei Hg vor (103, 104, 118, 138, 144, 146, 149). Organisches Hg, insbesondere Methyl-Quecksilber, wird weit mehr und auch schneller im Körper resorbiert und auch akkumuliert als anorganisches Hg (103, 104, 118, 144). Es reichert sich auch in den Eiern am schnellsten und stärksten an (70, 147, 148). Organisch gebundenes Cd und Pb dürfte sich vermutlich nicht viel anders verhalten.

5. Abschätzung des Verzehrserisikos

5.1 Cadmium

Die Untersuchungen zeigten, daß vor allem der für Cd in Eiern diskutierte zulässige Höchstwert (21) häufig überschritten wird. 68,5 % aller Eier wiesen Cd-Gehalte über diesem Grenzwert auf. Man könnte dagegen einwenden, daß die entnommenen Eierkollektive keineswegs repräsentativ für die Cd-Gehalte in Eiern sind. Daß ihnen doch eine gewisse Repräsentanz zukommt, kann aus den Untersuchungen von DORN und KNÖPPLER (29) gefolgert werden, die aus bayerischen Legebetrieben, z. T. auch aus Betrieben der gesamten BRD wahllos Eier u. a. auf Cd untersucht hatten. Sie fanden in 19,25 % der von ihnen untersuchten Eier den Höchstwert überschritten.

Die WHO empfiehlt als wöchentliche Gesamtaufnahme an Cd mit der Nahrung nicht mehr als 400 - 500 μg (170). Nach den Angaben des "Statistischen Jahrbuchs für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten 1968 und 1971" bewegt sich bei einem Lebensmittelverbrauch von 22,19 kg pro Kopf und Woche der Eiverzehr bei 0,304 kg. Legt man als höchste, noch tolerierbare wöchentliche Cd-Aufnahme die WHO-Empfehlung von 500 μg zugrunde und setzt voraus, daß sich das Cd gleichmäßig auf die 22,19 kg Lebensmittel pro Kopf und Woche verteilt, errechnet sich bei einem wöchentlichen Eiverzehr von 0,304 kg eine zulässige wöchentliche Aufnahme

an Cd über den Eianteil der Gesamtnahrung von $6,85 \mu\text{g}/\text{Cd}/0,304 \text{ g Ei}$. Sie wird jedoch dann erheblich überschritten, wenn man dafür den in den eigenen Untersuchungen gefundenen durchschnittlichen Cd-Gehalt ($n = 251$) der Eier von $0,027 \text{ ppm Fg}$ berücksichtigt. Es ergäbe sich dann eine wöchentliche Cd-Aufnahme von $8,20 \mu\text{g}$, was eine Überschreitung der aus dem WHO-Vorschlag errechneten Höchstmenge von $6,85 \mu\text{g}$ um $19,8 \%$ entspräche. Ginge man anstelle des Cd-Durchschnittswertes aller Eier von $0,027 \text{ ppm}$ vom gefundenen Cd-Maximalwert von $0,074 \text{ ppm Cd/Fg}$ aus, würde die wöchentliche Cd-Aufnahme im Eianteil der Gesamtnahrung $22,49 \mu\text{g}$ betragen und damit den "WHO-Wert" um $228,3 \%$ überschreiten. Der errechnete "WHO-Wert" von $6,85 \mu\text{g Cd/Woche}$ würde bei einem Eiverbrauch von $0,304 \text{ kg}$ pro Kopf und Woche einen zulässigen Höchstwert im Ei von $0,0225 \text{ ppm Cd}$ gleichkommen. Er liegt damit nur unerheblich über dem Toleranzvorschlag für Eier von $0,02 \text{ ppm Cd/Fg}$ im VO-Entwurf des BMfJFuG der BRD. Ihm sind offenbar $6,08 \mu\text{g Cd}$ ($304 \text{ g} \times 0,02 \mu\text{g/g}$) als zulässiger Höchstwert im pro Woche verzehrten Eianteil von $0,304 \text{ kg}$ bei einer Gesamtnahrung von $22,19 \text{ kg/Woche/Kopf}$ zugrundegelegt.

5.2 Blei und Quecksilber

Günstiger liegt die Situation bei Pb und Hg. Der Toleranzwert für Pb in Eiern von $0,15 \text{ ppm}$ wurde nur in $2,4 \%$ von 209 untersuchten Eiern überschritten, der für Hg von $0,03 \text{ ppm}$ in 33 Eiern zweimal, das sind 6% der untersuchten Eier.

DORN und KNÖPPLER (29) berichteten in ihren Untersuchungen über ähnliche Überschreitungshäufigkeiten. Sie gaben sie in den von ihnen auf Pb und Hg untersuchten Eierkollektiven ($n = 161$ Eiprobe, 1 Probe = Homogenisat von 30 Eiern) für Pb mit $9,32 \%$ (15 Proben) und für Hg mit $3,73 \%$ (6 Proben) an.

Die für Pb und Hg diskutierten Toleranzwerte erscheinen deshalb einigermaßen realistisch. Dagegen verlangen die hohen Überschreitungshäufigkei-

ten in den eigenen und den von DORN und KNÖPPLER untersuchten Eikollektiven nach Berücksichtigung bei der Fixierung eines endgültigen zulässigen Höchstwertes für Cd im Ei. Die verstärkte Verwendung von Eiern und Eiprodukten in der Nahrung von Kleinkindern, Kranken und Rekonvaleszenten erfordert dabei die Anlegung strenger Maßstäbe. Sie zwingt u. U. zur Festlegung separater zulässiger Cd-Höchstwerte für Erwachsene sowie Kinder, Kranke und Rekonvaleszenten.

Aufgrund der Ergebnisse der Untersuchungen sind Eier zusammen mit Fleisch und Milch zu den Cd-, Pb- und auch Hg-ärmsten Lebensmitteln tierischer Herkunft zu zählen. Organe von Schlachttieren, insbesondere Nieren und Lebern, enthalten oft ein Mehrfaches des Pb-, Cd- bzw. Hg-Gehaltes in Eiern. Fische sind in der Regel wesentlich Hg-reicher als Eier. Fleisch-Erzeugnisse dürften im allgemeinen kaum höhere Pb- und Cd-Gehalte als Eier aufweisen (79). Das trifft sicherlich auch für eine Reihe Milchprodukte zu. Bei Erzeugnissen, bei deren Herstellung ein Wasser- oder Fettentzug bzw. eine Anreicherung des Eiweißes erfolgt, wie z. B. bei Käsen, muß allerdings mit höheren Gehalten an Pb, Cd und Hg gerechnet werden als in Milch oder Eiern.

VIII. ZUSAMMENFASSUNG

In der Zeit vom 26.3.1973 - 25.3.1974 wurden aus zwei verkehrsexponierten Betrieben unmittelbar neben der Autobahn München-Nürnberg (A und B) und zwei verkehrsfernen Betrieben (C und D) 251 Eier auf Cd, 209 davon auf Pb und 33 auch auf Hg untersucht. Dabei handelte es sich in den Betrieben A, B und C um Legehennen aus Freilandhaltung, im Betrieb D um Tiere aus Batteriehaltung.

Die quantitative Bestimmung von Cd, Pb und Hg erfolgte jeweils flammenlos atomabsorptionsspektrometrisch mit der MASSMANN-Küvette der Firma BECKMAN, Modell 444 bzw. Coleman MAS 50 Mercury-Analyzer der Firma PERKIN-ELMER nach trockenem Aufschluß des Untersuchungsmaterials für die Pb- bzw. nassem Aufschluß für die Cd- und Hg-Bestimmung.

Cadmium

Die Eier enthielten im Schnitt 0,027 ppm Cd/Fg bei einer Standardabweichung von $\pm 0,014$. Im Eiklar konnten dabei um 5 % höhere, im Dotter um 17,5 % niedrigere Cd-Gehalte als im Gesamtei (Ei ohne Schale) festgestellt werden ($n = 15$).

Die Eier verschiedener Betriebe unterschieden sich in ihrem Cd-Gehalt nicht signifikant voneinander. In den Eiern aus den Betrieben A und B wurde jedoch im Verlauf der Legeperiode eine Zunahme ihrer Cd-Gehalte beobachtet. Diese Tatsache war mit einer Irrtumswahrscheinlichkeit von 0,1 % statistisch absicherbar und dürfte auf den höheren Cd-Gehalt des Futters im Herbst und Winterhalbjahr zurückzuführen sein. Die Tiere hatten dort länger als im Betrieb C Gelegenheit zu freiem Auslauf.

Auswirkungen des Verkehrs oder des Eigewichtes auf den Cd-Gehalt im Ei konnten nicht nachgewiesen werden. Er ist primär vom Gehalt des Fut-

ters an Cd und tierbedingten individuellen Faktoren wie z. B. Unterschieden in der Resorption abhängig.

Blei

Der durchschnittliche Pb-Gehalt aller 209 auf Pb untersuchten Eier betrug 0,053 ppm Pb/Fg, die Standardabweichung 0,039. Dotter enthielt um 25,8 % höhere, Eiklar um 34,6 % niedrigere Pb-Gehalte als das Gesamtei (Ei ohne Schale) ($n = 12$).

Die Pb-Gehalte der Eier aus den verschiedenen Betrieben wiesen keine statistisch absicherbaren Unterschiede auf.

Jedoch war im Verlauf des Untersuchungszeitraumes bei Eiern aus Betrieben mit freiem Auslauf der Legehennen (A, B und C) ein Rückgang der Pb-Gehalte zu beobachten. Er ließ sich im Betrieb B mit 5 %, im Betrieb C mit 0,1 % Irrtumswahrscheinlichkeit auch statistisch absichern. Die Pb-Abnahme im Verlauf des Untersuchungszeitraumes erklärt sich vermutlich aus der im Sommerhalbjahr erheblich höheren Verkehrsfrequenz, die den Pb-Gehalt im Ei stärker zu beeinflussen scheint als die Aufnahme an Cd im Futter während der Vegetationsperiode. In Eiern aus dem Betrieb D mit Batteriehaltung blieb ihr Pb-Gehalt von den Entnahmeterminen gänzlich unbeeinflusst. Offensichtlich wirkt sich dabei die Verkehrsexposition weit stärker auf den Pb-Gehalt im Futter und Ei aus als bei Cd.

Schwerere Eier wiesen allgemein höhere Pb-Gehalte auf als leichtere. Dieser Zusammenhang war mit $\alpha = < 2,5$ % statistisch absicherbar.

Quecksilber

Die Eier ($n = 33$) enthielten im Schnitt 0,010 ppm Hg/Fg. Die Standardabweichung betrug 0,011 %. In 24 % der Proben lag der Hg-Gehalt unter der Nachweisgrenze.

Cadmium, Blei und Quecksilber

Im Mittel wiesen die untersuchten Eier etwa doppelt soviel Pb wie Cd auf und etwa 2,7 mal weniger Hg als Cd bzw. 5,3 mal weniger als Pb.

Eine Abhängigkeit der Cd-, Pb- und Hg-Gehalte voneinander im Ei besteht jedoch nicht.

Die Unterschiede in der Verteilung von Cd bzw. Pb in Eiklar und Dotter sowie die Abhängigkeit des Pb-Gehaltes vom Eigewicht sind möglicherweise vor allem auf die Mobilitätsunterschiede beider Schwermetalle im Organismus der Legehennen zurückzuführen. Vielleicht resultiert aus diesem Unterschied auch die größere Streubreite der Pb-Gehalte in Eiern. Pb dürfte im Körper mobiler sein als Cd.

68,4 % der untersuchten Eier enthielten Cd-, 2,4 % Pb- und 6,1 % Hg-Konzentrationen, die über den in der BRD für Eier ohne Schale vorgesehenen, vorläufig zulässigen Höchstwerten liegen.

Es wird empfohlen den für Eier und Eiprodukte diskutierten zulässigen Höchstwert für Cd nochmals zu überdenken und vorgeschlagen, für Durchschnittsverbraucher und Risikogruppen (Kleinkinder, Schwangere, Kranke und Rekonvaleszenten) u.U. separate Höchstwerte festzulegen.

X. SUMMARY

For a year's time - from March 25th 1973 until March 26th 1974 exactly - 251 eggs of two different classes of farms were examined for Cd, out of these, 209 were also examined for Pb and 33 additionally for Hg. The eggs were taken from four farms, two of them (A and B) extremely traffic exposed because they are located directly beside the super-highway leading from Munich to Nuremberg, the other two farms (C and D) far away from traffic. In three farms (A, B and C) the laying hens were kept in open range, while in the fourth farm (D) they lived in cages.

The quantitative determination of Cd and Hg was done after wet decomposition, that of lead after dry decomposition, by cold vapor atomabsorption-spectrometry. For cadmium and lead a MASSMANN-cuvette of BECKMAN, Modell 444, was used, while for mercury the COLEMAN MAS 50 MERCURY ANALYZER made by PERKIN-ELMER was taken.

Cadmium

On an average, the eggs contained $0,027 \text{ ppm Cd/fw}^{+})$, standard deviation being $\pm 0,014$. In comparison with the content of Cd in the total egg (egg without shell), the Cd-content identified in the white of the egg was 5 % higher, while in the yolk it was 17,5 % lower ($n = 15$).

Eggs of different farms did not differ significantly in their Cd-content from each other. Although, during the laying period, an increase of Cd had to be ascertained in the eggs from farm A and B. This fact was due to the higher content of Cd in the feed given to the hens during fall and winter. This relationship is statistically significant with an error probability of 0,1 %. The hens of farm A and B were kept mainly in open range than those of farm C.

Effects from traffic or from egg-weight on the Cd-content of eggs could not be traced. It depends primarily on the Cd-content of the feed and on individual factors of the animals e. g. differences in the resorption,

^{+) fw = fresh weight}

Lead

Of the 209 eggs examined for Pb the average Pb-content was 0,053 ppm Pb/fw, standard deviation being $\pm 0,039$. Compared with the Pb-content of the total egg (= egg without shell) the yolk contained 25,8 % more and the white of the egg 34,6 % less Pb. (n = 12).

The Pb-content of eggs from the various farms did not differ significantly from each other. A decrease of Pb-content had to be perceived for the eggs from those farms (A, B and C) where the laying hens lived mainly in open range. This decrease could be traced statistically for farm B and for farm C with an error probability of 5 % respectively 0,1 %. It is supposed, that the diminishing Pb-content was due to the extremely higher traffic during the holiday season of the summer period. Traffic seems to influence the Pb-content of eggs much more than feed - taken during the vegetation period - influences the Cd-content. Pb-content of eggs from farm D with cages stayed invariable all taking period long. Evidently the Pb-content of feed and egg did much more depend on traffic exposition than did the Cd-content.

Generally, heavier eggs showed higher Pb-contents than lighter ones. This relationship could be identified statistically by $\alpha = < 2,5 \%$.

Mercury

On an average the eggs (n = 33) contained 0,010 ppm Hg/fw, standard deviation being $\pm 0,011 \%$. 24 % of the samples had a Hg-content below the detection limit.

Cadmium, Lead and Mercury

On an average the examined eggs showed twice as much Pb as Cd, 2,7 times less Hg than Cd, 5,3 times less Hg than Pb.

There is, however, no relationship between the Cd-, Pb-, and Hg-contents.

The differences in the distribution of Cd or Pb in the white of the egg and the yolk, as well as the dependency of the Pb-content on the egg weight may be primarily due to the differences in the mobility of the two heavy metals in the organism of the hens. Perhaps this difference results from the greater scattering range of the Pb-content in eggs. Pb seems to be more mobile in the hen's body than Cd.

68,4 % of the examined eggs contained Cd-, 2,4 % Pb- and 6,1 % Hg-concentrations, which surpassed the tolerance levels discussed for eggs without shells until now permitted in the FRG.

It is recommended to revise once more the permitted tolerance level of Cd for eggs and egg products. Furthermore it is proposed to fix separate tolerance levels for common consumers on one hand and for risk groups (young children, pregnant women, patients and convalescents) on the other hand.

X. LITERATURVERZEICHNIS

1. Abson, D., and A.G. Lipscomb:
The Determination of Lead and Copper in Organic Materials
(Foodstuffs) by a Dry-ashing Procedure.
Analyst 82 (1957), 152

2. Andersson, A.:
Mercury in Swedish Soils.
Oikos. suppl. 9 (1967), 13

3. Anke, M., A. Hennig, H.J. Schneider, H. Lüdke, W. von Gagern
and H. Schlegel:
The Interrelations between Cadmium, Zinc, Copper and Iron
in Metabolism of Hens, Ruminants and Man.
in: Mills, C.F.: Trace Element Metabolism in Animals.
E. and S. Livingstone, Edingborough - London 1970

4. Anke, M., A. Hennig, B. Groppe und H. Lüdke:
Der Einfluß des Cadmiums auf das Wachstum, die Fortpflanzungs-
leistung und den Eisen-, Zink- und Kupferstoffwechsel.
Arch. exper. Vet. med. 25 (1971), 799

5. Anke, M., und H.-J. Schneider:
Der Zink-, Cadmium- und Kupferstoffwechsel des Menschen.
Arch. exper. Vet. med. 25 (1971), 805

6. Antonacopolus, N.:
Empfehlung für ein standardisiertes Analysenverfahren, Bestim-
mung von Quecksilber in Fischen und Fischerzeugnissen.
Vorl. Mitt. aus dem Institut für Biochemie und Technologie der
BFA für Fischerei (1972)

7. Axelsson, B., and M. Piscator:
Renal Damage after Prolonged Exposure of Cadmium.
Arch. Environm. Health 12 (1966), 360
8. Baader, E.W. :
Berufskrankheiten.
Verlag Urban und Schwarzenberg, München 1960
9. Bäumler, J., und S. Rippstein:
Zur Mikroquecksilberbestimmung.
Mitt. Lebensm.-Unters. und Hyg. 54 (1963), 472
10. Baglay, G.E., L.N. Locke and G.T. Nightingale:
Lead Poisoning in Canada Geese in Delaware.
Avian Diseases 11 (1967), 601
11. Banat, K., U. Förstner und G. Müller:
Schwermetalle in Sedimenten von Donau, Rhein, Ems, Weser
und Elbe im Bereich der Bundesrepublik Deutschland.
Die Naturwissensch. 59 (1972), 525
12. Baretzky:
Persönl. Mitt. an W. Kreuzer (26.3.1973)
13. Barry, P.S. :
A Comparison of Lead Concentrations in Human Bones and
in Soft Tissues.
Environmental Health Aspects, EUR. 5004 d-e-f
Commission of European Communities, Centre of Information
and Documentation - CID, Luxemburg (1973)
14. Barth, D., W. Stelte und W. Feldheim:
Toxische Spurenelemente: Cadmium.
Wissenschaftliche Veröffentlichungen aus dem Gebiet Spurenelemente
und Ernährung des Instituts für Ernährungswissenschaften der
Justus-Liebig-Universität Gießen, Heft 2

15. Battigelli, M.:
Mercury Residues in Sprayed Crops.
I. Tomatoes.
J. Sci. Food Agr. 8 (1960), 597

16. Bergner, K.G., und H.E. Haller:
Über das natürliche Vorkommen von Arsen, Blei, Cadmium,
Selen, Zink und Zinn in Lebensmitteln.
Mitteilungsbl. der GDCh-Fachgruppe 18 (1964), 113

17. Berlin, M., and S. Ullberg:
The Fate of Cd¹⁰⁹ in the Mouse.
Arch. Environm. Health 7 (1963), 686

18. Boehncke, E.:
Bleikontamination von Futtermitteln und deren Auswirkungen
auf den tierischen Organismus.
2. Sonderheft der Tierärztlichen Fakultät München (1972)

19. Bonnell, J.A., J.H. Ross and E. King:
Renal Lesions in Experimental Cadmium Poisoning.
Brit. J. Industr. Med. 17 (1960), 69

20. Brandenberger, H.:
Empfindlichkeitssteigerung der atomaren Absorptionsanalyse
mittels flammenloser Atomisierung.
Chimia 22 (1968), 449

21. Bundesminister für Ernährung, Landwirtschaft und Forsten:
Entwurf einer Verordnung über Höchstmengen an Arsen, Blei,
Kadmium, Quecksilber in oder auf Lebensmitteln.
Stand: Bonn, 8. Mai 1974

22. Cholak, J., and D.M. Hubbard:
Determination of Cadmium in Biological Material.
Ind. Eng. Chem., Anal. Ed. 16 (1944), 333

23. Cohen, M. :
Regent Surveys of Mercury and Cadmium in Food in the
United Kingdom.
Commission of the European Communities, Europea Colloquium
"Problems of Contamination of Man and his Environment by
Mercury and Cadmium", Luxemburg 3. - 5.7. 1973 .

24. Dahmen, J. :
Der Gebrauch von Standards in der Flammen-Atomabsorptions-
spektrometrie.
Kontakte 74 (1974), 3

25. Damron, B. L., C. F. Simpson and R. H. Harms:
The Effect of Feeding Various Levels of Lead on the Performance
of Broilers.
Poultry Sci. 48 (1969), 1507

26. Diehl, J. F. :
Toxische Spurenelemente in Lebensmitteln.
Schlußreferat - Zusammenfassung der Ergebnisse des Symposiums.
Ref. Symposium, Karlsruhe Oktober 1973

27. Diehl, J. F., und R. Schelenz:
Quecksilber in Lebensmitteln.
Med. und Ernährung 12 (1971), 241

28. Dinman, B. D. :
Airborne Lead in Perspective.
Environmental Health Aspects, EUR. 5004 d-e-f
Commission of the European Communities, Centre of Information
and Documentation - CID, Luxemburg 1973

29. Dorn, P., und H.-O. Knöppler:
Rückstandsuntersuchungen auf chlorierte Kohlenwasserstoffe und
Umweltchemikalien in Eiern und Geflügelfleisch.
Berl. Münch. Tierärztl. Wschr. 90 (1977), 137

30. Essing, H.-G., K.H. Schaller, D. Szadowski und G. Lehnert:
Usuelle Cadmiumbelastung durch Nahrungsmittel und Getränke.
Arch. Hyg. 153 (1969), 490
31. Fishbein, L.:
Chromatographic and Biocigal Aspects of Organomercurials.
Chromatog. Rev. 13 (1970), 83
32. Friberg, L.:
Further Investigation on Chronic Cadmium Poisoning.
Arch. Ind. Hyg. 5 (1952), 30
33. Friberg, L.:
Vergiftungen durch Cadmium.
in: Baader, E.W.: Handbuch der gesamten Arbeitsmedizin,
Bd. II/1,
Verlag Urban und Schwarzenberg, Berlin-München-Wien 1961
34. Funk, E.M., und H.L. Kempster:
Das Eigewicht des Haushuhns.
Arch. Geflügelk. 8 (1934), 258
35. Gabel, W., H. Glatzel, P. Marquardt und K. Pfeilsticker:
Gift auf dem Tisch.
Nicolaische Verlagsbuchhandlung KG, Herford 1973
36. Garner, R.J.:
Veterinary Toxicology.
Verlag Bailliere, Tindall and Cox, London 1961
37. Geldmacher-v. Mallinckrodt, M., und O. Opitz:
Zur Diagnostik der Cadmiumvergiftungen.
Der normale Cadmiumgehalt menschlicher Organe und Körper-
flüssigkeiten.
Arbeitsmed. Sozialmed. Arbeitshyg. 10 (1968), 276

38. Gmelin's Handbuch der anorganischen Chemie.
System-Nr. 33, Cadmium, Ergänzungsband
Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße 1959
39. Goldblume, R.W., S. Derby and A.B. Lerner:
The Metal Content of Skin, Nails and Hair.
J. Invest. Dermatol. 20 (1953), 13
40. Goldwater, J.L., and T.W. Clarkson:
Metallic Contaminants and Human Health, Mercury.
Academic Press, New York and London 1972
41. Gomez, M.I., and P. Markakis:
Mercury Content of some Foods.
J. Food Sci. 39 (1974), 673
42. Goto, T., and A. Sato:
Determination of Mercury in Various Foods by Quantitative
Isotope Dilution Analysis.
Eryo To Shokuryo 19 (1966), 245
43. Groppe, B. :
Vergleichende Untersuchungen über den Mangan-, Zink- und
Cadmiumstoffwechsel kleiner Wiederkäuer bei unterschiedlicher
Versorgung mit diesen Elementen.
Math.-nat.-techn. Diss, Sektion Tierproduktion, Jena 1970
44. Gunn, S.A., T.C. Gould and W.A. Anderson:
Zinc Protection against Cadmium Injury to Rat Testis.
Arch. Pathol. 71 (1961), 274
45. Haar ter, G.L. :
The Sources and Pathways of Lead in the Environment.
CEC - EPA - International Symposium:
Environmental Health Aspects of Lead, Commission of the European
Communities - CID, EUR. 5004 d-e-f, Luxemburg 1973

46. Haegele, M.A., R.K. Tucker and R.H. Hudson:
Effects of Dietary Mercury and Lead on Eggshell Thickness
in Mallards.
Bull. Environm. Contam. Toxicol. 11 (1974), 5
47. Hapke, H.-J., und C. Messow:
Die Verträglichkeit quecksilberhaltiger Beizmittel für Küken
und Hühner.
Tierärztl. Umschau 22 (1967), 467
48. Hardebeck, H., M. Sülz und G. Krampitz:
Die Wirkung von Cadmiumgaben auf das Huhn.
2. Mitteilung: Die Verteilung von Cadmium im Organismus.
Arch. Geflügelk. 38 (1974), 100
49. Hatch, W.R., and W.L. Ott:
Determination of Sub-Microgram Quantities of Mercury by AAS.
Anal. Chem. 40 (1968), 2085
50. Hecht, H., und A. Mirna:
Zur Kontamination des Fleisches mit toxischen Elementen.
DFG-Kolloquium "Rückstände von Pestiziden und Umweltchemi-
kalien in Fleisch.
Bonn - Bad Godesberg 1974
51. Heilenz, S.:
Untersuchung über den Bleigehalt von Pflanzen an verkehrsreichen
Straßen.
Vortrag anlässlich der Tagung des Verbandes Deutscher Landwirt-
schaftlicher Untersuchungs- und Forschungsanstalten,
Lübeck im Sept. 1969
52. Hennig, A.:
Mineralstoffe, Vitamine, Ergotropika.
VEB Dt. Landwirtsch.-Verlag, Berlin 1972

53. Hennig, A., K. Georgi und H. Jeroch:
Zur kontrazeptiven Wirkung des Cadmiums.
Arch. exper. Vet. med. 25 (1971), 793
54. Hennig, A., G. Hartmann, K. Gruhn und M. Anke:
Kontrazeptive Wirkung von Cadmium bei Legehennen.
Die Naturwissensch. 55 (1968), 551
55. Hill, C. H., B. Starcher and G. Matrone:
Mercury and Silver Interrelationships with Copper.
J. Nutr. 83 (1964), 107
56. Höfling, O. :
Lehrbuch der Physik,
3. Auflage
Ferd. Dümmlers Verlag, Bonn-Hannover-Hamburg
57. Högl, O. , A. Tardent und H. Sulser:
Bleigehalt in Lebensmitteln und Wasser.
Mitt. Lebensm. -Unters. und Hyg. 52 (1961), 188
58. Höllerer, G., und J. Hoffmann:
Quecksilberspurenbestimmung in biologischem Material.
Z. Lebensm. -Unters. Forsch. 150 (1973), 277
59. Howell, J. :
Mercury Residues in Chicken Eggs and Tissues from a Flock
Exposed to Methylmercuric Dicyandiamide.
Am. Vet. J. 10 (1969), 212
60. Hurley, L. S., and H. Swenerton:
Congenital Malformations Resulting from Zinc Deficiency in Rats.
Fed. Proc. 24 (1965), 568

61. Ibid:
Photometric Determination of Mercury in Sea Water.
Nippon Kogaku Zasshi 82 (1961), 347
62. Ibid:
Content of Mercury in some Natural Waters.
Tr. Inst. Geol. Rudn. Mestorochd., Petrograd,
Mineralog. i. Geokhim. 99 (1962), 12
63. Irwin, J. C., and L. H. Karstad:
The Toxicity for Ducks of Disintegrated Lead Shot in a Simulated
Marsh Environment.
J. Wildlife Dis. 8 (1972), 149
64. Jaakkola, H., H. Takahashi and J. K. Miettinen:
A Report Submitted as Background Information the WHO Meeting
of Investigators on Trace Elements in Relation to Cardiovascular
Disease.
Symposium: Geneva, 8 - 13 Feb. 1971
65. Jun, U. :
An Interdisciplinary Study of Mercury Pollution in Japan and
Canada.
International Conference on Heavy Metal in the Environment.
Toronto, Ontario, Canada, October 27 - 31, 1975
66. Kaiser, G., L. Kotz und P. Tschöpel:
Aufschluß biologischer Matrices für die Bestimmung sehr nie-
driger Spurenelementgehalte bei begrenzter Einwaage mit
Salpetersäure unter Druck in einem Teflongefäß.
Anal. Chem. 260 (1972), 207
67. Kar, A. B., R. P. Das and J. N. Karkun:
Ovarian Changes in Prepuberal Rats after Treatment with
Cadmium Chloride.
Acta biol. med. German 3 (1959), 372

68. Karhausen, L.:
Intestinal Lead Absorption.
CEC - EPA- International Symposium on Environmental Health
Aspects of Lead.
Amsterdam 2 - 6 Oct. 1972

69. Kazantzis, G., F.V. Flynn, J.S. Spowage and D.G. Trout:
Renal Tubular Malfunction and Pulmonary Emphysema in
Cadmium Pigment Workers.
Quart. J. Med. 32 (1963), 165

70. Kiwimäe, A., Å. Swensson, U. Ulfvarson and G. Westöö:
Methylmercury Compounds in Eggs from Hens after Oral
Administration of Mercury Compounds.
J. Agr. Food Chem. 17 (1969), 1014

71. Klein, A.K., and H.J. Wichmann:
Report on Cadmium.
J. Assoc. Offic. Agr. Chemists 28 (1945), 257

72. Kloke, A.:
Cadmium in Boden und Pflanzen. - Ein Beitrag zum Thema
Umweltschutz.
Nachrichtenbl. Dt. Pflanzenschutz 23 (1971), 164

73. Kloke, A., K. Riebartsch und H. Leh:
Verunreinigung von Kulturpflanzen mit Blei aus Kraftfahrzeugabgasen.
20. Sonderheft z. Landwirtschaft. Forsch. 1966

74. Kobayashi, J.:
Relation between the "Itai-Itai" Disease and the Pollution of
River Water by Cadmium from Mine.
Paper Press at the 5th Intern. Water Poll. Conf., San Francisco 1970

75. Koch, O.G., und G.A. Koch-Dedic:
Handbuch der Spurenanalyse.
Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 1974

76. Kopp, Ch.:
Blei in Pflanzen und Tieren.
Tierärztl. Umschau 29 (1974), 273
77. Koronowski, P.:
Nebenwirkungen von Quecksilberverbindungen auf Mensch
und Tier.
Mitt. aus der Biol. Bundesanstalt für Land- und Forstwirtschaft,
Heft 153, Verlag Paul Parey, Berlin und Hamburg
78. Kreuzer, W.:
Rückstände an Blei, Cadmium und Quecksilber in Lebensmitteln
tierischer Herkunft und ihre lebensmittelhygienische Bedeutung.
Vortrag anlässlich der Fachtagung für Tierärzte des öffentl. Dienstes
im Regierungsbezirk Detmold 1972
79. Kreuzer, W.:
Persönl. Mitteilung (unveröffentlichte Arbeit)
80. Kreuzer, W., B. Sansoni, W. Kracke und P. Wißmath:
Cadmium in Fleisch und Organen von Schlachttieren.
Fleischwirtschaft 55 (1975), 387
81. Kreuzer, W., B. Sansoni, W. Kracke und P. Wißmath:
Untersuchungen über den Blei- (Pb) und Cadmium- (Cd) Gehalt
in Fleisch und Organen von Schlachtrindern.
Europäischer Fleischforscherkongreß, Malmö 1976
82. Kreuzer, W., B. Sansoni, W. Kracke, F. Dietl und P. Wißmath:
Blei in Fleisch und Organen von Schlachtrindern.
Fleischwirtschaft 57 (1977), 442
83. Kreuzer, W., und P. Wißmath:
Unveröffentl. Untersuchungen

84. Kreuzer, W., P. Wißmath und W. Hollwich:
Cadmiumgehalt in Fleisch, Leber und Niere von Schlachtschweinen.
Proceedings 4th International Congress of Food Science and Technology, Madrid 23. - 27.9.1974
85. Kropf, R., und M. Geldmacher-v. Mallinckrodt:
Der Cadmiumgehalt von Nahrungsmitteln und die tägliche Cadmiumaufnahme.
Arch. Hyg. 152 (1968), 218
86. Kuhn, O.:
Geologie von Bayern.
BLV Verlagsgesellschaft, München 1964
87. Lagervall, M., and G. Westöö:
Mercury in Eggs from Hens Given Cereals Grown from Treated and Untreated Seed.
Var Föda 21 (1969), 9
88. Lagerwerff, J.V.:
Uptake of Cadmium, Lead and Zinc by Radish from Soil and Air.
Soil Sci. 111 (1971), 129
89. Lagerwerff, J.V., and A.W. Specht:
Contamination of Roadside Soil and Vegetation with Cadmium, Nickel, Lead and Zinc.
Environm. Sci. J. Technol. 4 (1970), 583
90. Lagerwerff, J.V., and A.W. Specht:
Occurence of Environmental Cadmium and Zinc and their Uptake by Plants.
U.S. Soils laboratory USDA - ARS - SWG, Beltsville, Maryland (1970)
91. Lauwerys, R.R., J.P. Buchet, H.A. Roels, J. Brouwers and D. Stanescu:
Epidemiological Survey of Workers Exposed to Cadmium. Effect on Lung, Kidney and Several Biological Indices.
Arch. Environm. Health 28 (1974), 145

92. Lehnert, G., G. Stadelmann, K.-H. Schaller und D. Szadkowski:
Usuelle Bleibelastung durch Nahrungsmittel und Getränke.
Arch. Hyg. 153 (1968), 403
93. Lener, J., and B. Bibr:
Determination of Traces of Cadmium in Biological Materials
by Atomic Absorption Spectrometry.
J. Agr. Food Chem. 19 (1971), 1011
94. Lindner, E.:
Toxikologie der Nahrungsmittel.
Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1974
95. Löw, A.:
Untersuchungen über den Quecksilbergehalt von Fischen aus
der Schussen.
Diss. med. vet. München 1974
96. Loosmore, R.M., J.D.J. Harding, G. Lewis:
Mercury Poisoning in Pigs.
Vet. Rec. 81 (1967), 268
97. Ludewig, R., und K. Lohs:
Akute Vergiftungen.
Gustav Fischer Verlag, Stuttgart 1968
98. L'vov, B.V.:
The Analytical Use of Atomic Absorption Spectra.
Spectrochim. Acta 17 (1961), 761
99. Mahfouz, S.:
Untersuchungen über umweltbedingte Schwankungen im Eigewicht
und Möglichkeiten der Anpassung des Eigewichts an spezifische
Marktanforderungen.
Diss. agr. Göttingen 1976

100. Martin, H. :
Die wissenschaftlichen Grundlagen des Pflanzenschutzes.
Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße 1967
101. Masironi, W. :
International Studies on Trace Elements in the Ethiology of
Cardiovascular Diseases.
Nutrition Reports Internat. 7 (1973), 51
102. Massmann, H. :
Heutiger Stand der Atomabsorptionsanalyse.
Chimia 21 (1967), 217
103. Miller, V.L., P.A. Klavno, A.C. Jerstad and E.C. Sonka:
Absorption, Distribution and Excretion of Ethylmercuric Chloride.
Toxicol. Appl. Pharmacol. 3 (1961), 459
104. Miller, V.L., D.U. Larkin, G.E. Bearse and C.M. Mamilton:
The Effect of Dosage and Administration of Two Mercurials on
Mercury Retention in Two Strains of Chickens.
Poultry Sci. 49 (1970), 1101
105. Mills, C.F., and A.C. Dalgarno:
Copper and Zinc Status of Ewes and Lambs Receiving Increased
Dietary Concentrations of Cadmium.
Nature 239 (1972), 171
106. Mitchell, R.L., and J.W.S. Reith:
The Lead Content of Pasture Herbage.
J. Sci. Food Agr. 17 (1966), 437
107. Moeschlin, S. :
Klinik und Therapie der Vergiftungen.
Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1964

108. Moll, W.L.H.:
Taschenbuch für Umweltschutz.
I. Chemische und technologische Information.
Steinkopff Verlag, Darmstadt 1973
109. Monier, W.:
Trace Elements in Food.
Chapman and Hall 1949
110. Neseynanov, A.N.:
Vapor Pressure of the Chemical Elements.
R. Gary, Amsterdam-London-New York 1963
111. Neumann, F.:
Bestimmung von Bleispuren in organischen Stoffen.
Fresenius Z. anal. Chem. 155 (1957), 340
112. Nuijt, M.F., and H. Van der Velden:
The Influence of Weight and Place of Capture on the Mercury
Content of Some Dutch Eels.
Food Inspection Service, Haarlem/The Netherlands 1972
113. Nuorteva, P.:
Methylquecksilber in den Nahrungsketten der Natur.
Naturwiss. Rdsch. 24 (1971), 234
114. Oelschläger, W.:
Über die Kontamination von Futtermitteln und Nahrungsmitteln
mit Cadmium.
Landwirtsch. Forsch. 27 (1974), 247
115. Pappas, E.G., and L.A. Rosenberg:
Determination of Submicrogram Quantities of Mercury in Cold
Vapor Atomic Absorption Photometry.
J. Ass. Offic. Anal. Chemists 49 (1966), 792

116. Pařízek, J., and Z. Zahor:
Effect of Cadmium Salts on Testicular Tissue.
Nature 177 (1956), 1036

117. Perry, H.H. :
Hypertension and the Geochemical Environment.
Ann. New York Acad. of Sci. 199 (1972), 202

118. Platanow, N.S., and H.S. Funnel:
The Accumulation of Mercury in Chickens Following the
Prolonged Administration of Lower Levels of an Inorganic
Mercurial.
Vet. Rec. 88 (1971), 503

119. Rautu, R., und A. Sporn:
Beiträge zur Bestimmung der Cadmiumzufuhr durch
Lebensmittel.
Die Nahrung 14 (1970), 25

120. Reichenbach-Klinke, H. :
Der Fisch als Spiegel der Umwelt.
Die Welt v. 28.8.1969

121. Römpp, H. :
Chemie-Lexikon.
Frankh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 1962

122. Römpp, H. :
Chemie-Lexikon.
Frankh'sche Verlagsbuchhandlung, Stuttgart 1972

123. Ružička, J., and G.C. Lamm:
Automated Determination of Traces of Mercury in Biological
Materials by Substoichiometric Radioisotope Dilution.
Talanta 16 (1969), 157

124. Sacharow, A.A.:
Polarographische Bestimmung von Mikromengen Blei in Böden.
Počvovedenie, Moskva 1 (1967), 107
vgl. LZ II, 1967, 2490
125. Sachs, L.:
Statistische Methoden.
Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 1972
126. Sansoni, B.:
Bericht über die Bestimmung von Blei und Cadmium in Bewuchsproben aus einzelnen verkehrsnahen und -fernen Gegenden.
Hefte der Gesellschaft für Strahlenschutz, 10. Okt. 1972
127. Schirmer, H.:
Mittlere Jahressummen des Niederschlags für das Gebiet der BRD, Zeitraum 1891 - 1930.
Deutscher Wetterdienst, Bad Kissingen 1955
128. Schlipköter, H. W.:
An Pflanzen zeigt sich die Gefahr.
MIK-Wert-Vorschläge für die Schwermetalle Blei, Zink und Cadmium.
Umwelt 2 (1973), 12
129. Scholtyssek, S.:
Handbuch der Geflügelproduktion.
Verlag Eugen Ulmer, Stuttgart 1967
130. Schroeder, H.A.:
Cadmium, Chromium and Cardiovascular Disease.
Circulation 35 (1967), 570
131. Schroeder, H.A., and J.J. Balassa:
Abnormal Trace Metals in Man: Cadmium.
J. chron. Dis. 14 (1961), 236

132. Schroeder, H.A., and J.J. Balassa:
Cadmium: Uptake by Vegetables from Superphosphate in Soil.
Science 140 (1963), 819

133. Sharma, R.P., and J.L. Shupe:
Relationship of the Residues of Selected Metals in Soil,
Vegetation and Animal Tissues in a Natural Habitat.
International Conference of Heavy Metals in the Environment.
Toronto, Ontario, Canada, October 27 - 31, 1975

134. Shifrine, M., F.T. Steck and M. Kusch:
Determination of Traces of Lead in Liver and Feces of
Chickens.
Am. J. Vet. Res. 25 (1964), 106

135. Shirley, R.L., E.J. Benne and E.J. Miller:
Cadmium in Biological Materials and Foods.
Analyt. Chemistry 21 (1949), 300

136. Silvé, L.:
Experimentell » blyförgiftning « hos höns.
Nord. Vet. Med. 19 (1967), 125

137. Singer, M.J., und L. Hanson:
Blei-Anreicherung von Böden in der Nähe von Autobahnen
des Großstadt-Bereiches Minneapoli - St. Paul.
Soil Sci. Soc. Am. 33 (1969), 152

138. Smart, N.A., and M.K. Lloyd:
Mercury Residues in Eggs, Flesh and Livers of Hens Fed
with Wheat Treated with Methylmercury Dicyandiamide.
J. Sci. Food Agr. 14 (1963), 734

139. Sommer, G., A. Rosopulo und J. Klee:
Die Blei kontamination von Pflanzen und Böden durch Kraftfahr-
zeugabgase.
Z. f. Pflanzenernährung u. Bodenkunde 130 (1971), 193

140. Stock, A., und F. Cucuel:
Die Verbreitung des Quecksilbers in der Natur.
Naturwiss. 22 (1934), 390

141. Sülz, M.:
Die Wirkung von Cadmiumgaben auf das Huhn.
Diss. agr. Bonn 1973

142. Swaine, D. J.:
The Trace Elements Content of Soils.
Techn. Commun. Bur. Soil Sci. 48 (1955), 157

143. Swaine, D. J., and R. L. Mitchell:
Trace-elements Distribution in Soil Profiles.
J. Soil Sci. 11 (1960), 347

144. Swensson, Å., and U. Ulfvarson:
Distribution and Excretion of Various Mercury Compounds after
Single Injections in Poultry.
Acta Pharmacol., Toxicol. 26 (1968), 259

145. Tammisto, E., K. Koljonen and I. Santaoja:
Effects of Seed Disinfectants Containing Alkoxy Alkyl Mercury
Derivatives on the Mercury Contents of Hen's Eggs.
Am. Agric. Ferm. 7 (1968), 15

146. Tejning, S.:
Biological Effects of Methyl Mercury
Dicyandiamide Treated Grain in the Domestic Fowl Gallus
Gallus L III: Mercury Content in Eggs in Relation to Mercury
Content in Diet and Duration of Methyl Mercury Feeding.
Oikos Suppl. 8 (1967), 7

147. Tejning, S.:
Biological Effects of Methyl Mercury
Dicyandiamide Treated Grain in the Domestic Fowl Gallus
Gallus L III: Mercury Content in Eggs in Relation to Mercury
Content in Diet and Duration of Methyl Mercury Feeding.
Oikos Suppl. 8 (1967), 23

148. Tejning, S.:
L IV: Mercury Content in Egg White and Yolk in Relation to Methyl Mercury Content in Diet and Duration of Experimental Feeding; Mercury Distribution in Egg White and Occurrence in Shell Membrane and Shell.
Oikos Suppl. 8 (1967), 28
149. Thaxton, P., and C.R. Parkhurst:
Toxicity of Mercury to Young Chickens.
2. Cross Changes in Organs.
Poultry Sci. 52 (1973), 277
150. Thompson, J.A.:
Balance between Intake and Output of Lead in Normal Individuals.
Brit. J. Ind. Med. 28 (1971), 189
151. Tinker, J.:
Your Cadmium's Showing.
New Scientist and Sci. 50 (1971), 186
152. Tolan, A., and G.A.H. Elton:
Lead Intake from Food.
CEC - EPA - International Symposium on Environmental Health Aspects of Lead, Amsterdam 2 - 6 Oct., 1972
Commission of the European Communities, CID, Luxemburg,
EUR. 5004 d-e-f 1973
153. Tolan, A., and G.A.H. Elton:
Total Diet Studies with Special Reference to Mercury and Cadmium,
Tagungsberichte Europäisches Kolloquium über Probleme im Zusammenhang mit der Kontamination des Menschen und seiner Umwelt durch Quecksilber und Kadmium, Commission of the European Communities, Luxemburg 1974, S. 335

154. Truffert, L.:
Die Spurenelemente in Lebensmitteln.
Z. Lebensm.-Unters. Forsch. 103 (1956), 474
155. Turpeinen, O.-Roine:
Ruoka - Aine - Taulukko
Otava - Helsinki 1952
156. Underdal, B.:
Mercury in Foods Determined by Activation Analysis. I. Egg
Nord. Vet.-Med. 20 (1968), 9
157. Underwood, E. P.:
Trace Elements in Human and Animal Nutrition.
Academic Press, New York and London 1971
158. Vallée, B. L., and D. D. Ulmer:
Biochemical Effects of Mercury, Cadmium and Lead.
Ann. Rev. Biochem. 41 (1972), 91
159. Vetter, H., und R. Mahlkop:
Untersuchungen über Blei-, Zink- und Fluorimmissionen und
dadurch verursachte Schäden an Pflanzen und Tieren.
Landwirtsch. Forsch. 24 (1971), 294
160. Vogt, H., S. Matthes und K. Nezel:
Der Einfluß von Cadmiumzusätzen zum Broiler- und Legehennen-
futter auf die Leistung der Tiere und auf Rückstandsgehalte in den
Geweben und Eiern.
1. Mitteilung: Einfluß von Cadmium auf die Leistung der Tiere.
Arch. Geflügelk. 41 (1977), 1
161. Walsh, A.:
The Application of Atomic Absorption Spectra to Chemical Analysis.
Spectrochim. Acta 7 (1955), 108

162. Weber, C.W., and B.L. Reid:
Cadmium Studies in Chicks,
Poultry Sci. 50 (1971), 1644

163. Wegler, R.:
Chemie der Pflanzenschutz- und Schädlingsbekämpfungsmittel,
Springer Verlag, Berlin-Heidelberg-New York 1970

164. Weigand-Eschraghi, B., W. Stelte und W. Feldheim:
Toxische Spurenelemente: Quecksilber.
Veröffentlichung des Instituts für Ernährungswissenschaften
der Universität Gießen, 1970

165. Welz, B.:
Atom-Absorptionsspektrometrie.
Verlag Chemie, Weinheim/Bergstraße 1972

166. Westöö, G.:
Determination of Methylmercury Compounds in Foodstuffs.
II. Determination of Methylmercury in Fisch, Egg, Meat, and
Liver.
Acta Chem. Scand. 21 (1967), 1790

167. Westöö, G.:
Methylquecksilber in Fischen.
Z. Lebensm.-Unters. Forsch. 137 (1968), 126

168. Williams, R.J.P.:
Schwermetalle in biologischen Systemen.
Endeavour 26 (1967), 96

169. Wirth, W., G. Hecht und C. Glokhuber:
Toxikologie-Fibel.
Georg Thieme Verlag, Stuttgart 1967

170. World Health Organization:
Evaluation of Hg, Pb, Cd and the Food Additives Amaranth
Diethylcyclocarbonate and Aethylgellate.
WHO Food Additives Series No. 4, 11, Genf 1972
171. Yamagata, N., and J. Shigematsu:
Cadmium Pollution in Perspectives.
Bull. Inst. Publ. Health 19 (1970), 1
172. Zuilhuis, R. :
Lead Absorption and Public Health: An Appraisal of Hazards.
Symposium of Environmental Health Aspects of Lead.
Amsterdam 2 - 6 Oct., 1972, Commission of the European
Communities, CID, Luxemburg 1973, EUR. 5004 d-e-f.
173. Zurlo, N., et A.M. Griffini:
Le plomb dans les aliments et dans les boissons consommés à Milan.
CEC - EPA - International Symposium: Environmental Health
Aspects of Lead.
Amsterdam 2 - 6 Oct. 1972, Commission of the European
Communities, CID, Luxemburg 1973, EUR. 5004. d-e-f

Herrn Professor Dr. W. Kreuzer danke ich für die freundliche
Überlassung des Themas und seine Unterstützung bei der Ausführung
und Abfassung der Arbeit.

Zu Dank verpflichtet bin ich auch Herrn Dr. P. Wißmath für die
Hilfe bei der statistischen Auswertung des Untersuchungsmaterials.

Lebenslauf

Name: Manfred Gottlieb Braun

Geburtsdatum: 18.9.1942

Geburtsort: Straubing

Staatsangehörigkeit: Deutsch

Eltern: Gottlieb Braun, Flugzeugführer, gef. 14.10.1943
Marianne Braun, geb. Jungmayer, gest. 26.5.1960

Familienstand: Verheiratet seit 21.12.1972 mit Ursula Braun,
geb. Schmid, Innenarchitektin;
Tochter Bettina Braun, geb. 18.8.1976

Schulbildung: Volksschule St. Jakob in Straubing 1948 - 1953
Ludwigs-Oberrealschule in Straubing 1953 - 1960
Donau-Oberrealschule in Kelheim 1960 - 1963
Reifeprüfung 1963

Studium: Bau- und Maschinenbaustudium an der Technischen
Hochschule München 1963 - 1966
Studium der Tiermedizin an der Ludwig-Maximilians-
Universität München 1967 - 1972
Staatsexamen 29.9.1972
Bestallung als Tierarzt 15.2.1973
Anfertigung der Dissertation seit Oktober 1972

Beruf: Assistent bei Dr. med. vet. H. Gürtler, Prien am
Chiemsee 1.9. - 31.12.1975
Assistent bei Tierarzt G. Hörl, Dachau 1.1. - 31.8.1976
Vorbereitungsdienst und Prüfung für den tierärztlichen
Staatsdienst 1.9.1976 - 31.10.1977

Herrn Professor Dr. W. Kreuzer danke ich für die freundliche
Überlassung des Themas und seine Unterstützung bei der Ausführung
und Abfassung der Arbeit.

Zu Dank verpflichtet bin ich auch Herrn Dr. P. Wißmath für die
Hilfe bei der statistischen Auswertung des Untersuchungsmaterials.

Lebenslauf

Name: Manfred Gottlieb Braun

Geburtsdatum: 18.9.1942

Geburtsort: Straubing

Staatsangehörigkeit: Deutsch

Eltern: Gottlieb Braun, Flugzeugführer, gef. 14.10.1943
Marianne Braun, geb. Jungmayer, gest. 26.5.1960

Familienstand: Verheiratet seit 21.12.1972 mit Ursula Braun,
geb. Schmid, Innenarchitektin;
Tochter Bettina Braun, geb. 18.8.1976

Schulbildung: Volksschule St. Jakob in Straubing 1948 - 1953
Ludwigs-Oberrealschule in Straubing 1953 - 1960
Donau-Oberrealschule in Kelheim 1960 - 1963
Reifeprüfung 1963

Studium: Bau- und Maschinenbaustudium an der Technischen
Hochschule München 1963 - 1966
Studium der Tiermedizin an der Ludwig-Maximilians-
Universität München 1967 - 1972
Staatsexamen 29.9.1972
Bestallung als Tierarzt 15.2.1973
Anfertigung der Dissertation seit Oktober 1972

Beruf: Assistent bei Dr. med. vet. H. Gürtler, Prien am
Chiemsee 1.9. - 31.12.1975
Assistent bei Tierarzt G. Hörl, Dachau 1.1. - 31.8.1976
Vorbereitungsdienst und Prüfung für den tierärztlichen
Staatsdienst 1.9.1976 - 31.10.1977

